



VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ

BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY



FAKULTA CHEMICKÁ

ÚSTAV FYZIKÁLNÍ A SPOTŘEBNÍ CHEMIE

FACULTY OF CHEMISTRY

INSTITUTE OF PHYSICAL AND APPLIED CHEMISTRY

STABILITA PŮDNÍ ORGANICKÉ HMOTY

STABILITY OF SOIL ORGANIC MATTER

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

BACHELOR'S THESIS

AUTOR PRÁCE

AUTHOR

Mgr. MICHAELA HELDESOVÁ

VEDOUCÍ PRÁCE

SUPERVISOR

Ing. MICHAL KALINA

BRNO 2014



Vysoké učení technické v Brně
Fakulta chemická
Purkyňova 464/118, 61200 Brno 12

Zadání bakalářské práce

Číslo bakalářské práce:	FCH-BAK0746/2013	Akademický rok: 2013/2014
Ústav:	Ústav fyzikální a spotřební chemie	
Student(ka):	Mgr. Michaela Heldesová	
Studijní program:	Chemie a chemické technologie (B2801)	
Studijní obor:	Spotřební chemie (2806R002)	
Vedoucí práce	Ing. Michal Kalina	
Konzultanti:		

Název bakalářské práce:

Stabilita půdní organické hmoty

Zadání bakalářské práce:

1. Literární rešerše zaměřená na studium stability půdní organické hmoty.
2. Logické rozčlenění práce na jednotlivé části.
3. Předložení vhodných experimentálních metod pro studium dané problematiky.
4. Vlastní zhodnocení a závěr.

Termín odevzdání bakalářské práce: 23.5.2014

Bakalářská práce se odevzdává v děkanem stanoveném počtu exemplářů na sekretariát ústavu a v elektronické formě vedoucímu bakalářské práce. Toto zadání je přílohou bakalářské práce.

Mgr. Michaela Heldesová
Student(ka)

Ing. Michal Kalina
Vedoucí práce

prof. Ing. Miloslav Pekař, CSc.
Ředitel ústavu

V Brně, dne 31.1.2014

prof. Ing. Jaromír Havlica, DrSc.
Děkan fakulty

ABSTRAKT

Tato bakalářská práce shrnuje dostupné informace o současném výzkumu stability půdní organické hmoty a rozděluje je do dvou logických celků. Prvním jsou environmentální a fyzikálně-chemické faktory, včetně činnosti člověka, které ovlivňují stabilitu, resp. rozklad půdní organické hmoty. Druhá část shrnuje metody vhodné pro studium organické hmoty v půdě. Zde je pozornost věnována akumulaci organických látek do specifických zásob, způsobům extrakce organických sloučenin a využití kvantitativních i kvalitativních analytických metod při popisu jednotlivých charakteristik půdní organické hmoty.

ABSTRACT

This bachelor thesis summarizes available information about current research of soil organic matter stability and it divides them into two logical units. The first part includes environmental, physical and chemical factors, including human activities, which affect the stability or decomposition of soil organic matter. The methods used for the study of organic matter in the soil are summarized in the second part of this thesis. There the attention is paid to the accumulation of organic matter in specific pools, the ways of extraction of organic compounds and the use of quantitative and qualitative analytical methods to describe various characteristic of organic matter.

KLÍČOVÁ SLOVA

Půdní organická hmota, stabilita, faktory, fyzikální a chemické metody extrakce, infračervená spektroskopie, spektroskopie nukleární magnetické rezonance, hmotnostní spektrometrie, pyrolýza.

KEYWORDS

Soil organic matter, SOM stability, factors, physical and chemical extraction methods, infrared spectroscopy, nuclear magnetic resonance spectroscopy, mass spectrometry, pyrolysis.

HELDESOVÁ, M. *Stabilita půdní organické hmoty*. Brno: Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, 2014. 51 s. Vedoucí bakalářské práce Ing. Michal Kalina.

PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracovala samostatně a že všechny použité literární zdroje jsem správně a úplně citovala. Bakalářská práce je z hlediska obsahu majetkem Fakulty chemické VUT v Brně a může být využita ke komerčním účelům jen se souhlasem vedoucího bakalářské práce a děkana FCH VUT.

.....
podpis studenta

Poděkování

Děkuji Ing. Michalu Kalinovi za odborné vedení, cenné rady a čas, který mi věnoval při zpracování této práce. Děkuji také své rodině za podporu a hlavně čas, kdy trpělivě snášeli mé sezení u počítače mezi stohy papírů a poznámek.

OBSAH

1. Úvod	6
2. Půdní organická hmota	7
3. Faktory ovlivňující stabilitu, resp. rozklad	9
3.1. Environmentální faktory	10
3.1.1. Půdní mikroorganismy a půdní živočichové	10
3.1.2. Flóra a její residua	12
3.2. Fyzikálně-chemické faktory	13
3.2.1. Změny teploty	13
Oheň	13
Věčně zmrzlá půda (permafrost)	15
3.2.2. Minerály a mineralizace	16
3.2.3. Obsah a funkce vody v půdě	17
3.3. Zemědělská činnost v krajině	18
3.3.1. Způsoby obdělávání zemědělské půdy	19
3.3.2. Hnojiva používaná v zemědělství	20
4. Metody výzkumu půdní organické hmoty	21
4.1. Míra fluktuace	22
4.2. Způsoby extrakce	23
4.2.1. Fyzikální metody extrakce	23
Mokré prosévání	25
Ultrazvuk a jeho alternativy	25
Separace na základě rozdílných hustot a sedimentace	26
Magnetická separace	27
4.2.2. Chemické metody extrakce	27
Alkalická extrakce	28
Ostatní činidla vhodná pro chemickou extrakci	29
Oxidace SOM	30
4.2.3. Biochemické metody extrakce	30
4.3. Analytické metody	31
4.3.1. Nukleární magnetická rezonance (NMR)	32
4.3.2. Infračervená spektrometrie s Fourierovou transformací (FTIR)	34
4.3.3. Plynová chromatografie a hmotnostní spektrometrie (GC-MS)	35
4.3.4. Pyrolýza, plynová chromatografie a hmotnostní spektrometrie (Py-GC-MS)	35
4.3.5. Pyrolýza a hmotnostní spektrometrie s ionizací polem (Py-FIMS)	36
5. Závěr	37
6. Seznam použitých zdrojů	39
7. Seznam použitých zkratk a symbolů	51

1. ÚVOD

Půda je jedním ze základních zdrojů pro člověka, neboť je zdrojem surovin, energie a místem pro tvorbu kulturní krajiny. Vzhledem k rychlému růstu lidské populace a s tím se zvětšujícím tlaku na zachování přírodních zdrojů, patří ochrana půdního fondu k důležitým strategiím Evropské unie. Základem půdy jsou zvětralinové zemské kůry s obsahem vody, vzduchu a rozmanitých organismů. Je to systém komplexní a proměnlivý, s neustálou přeměnou minerálních a organických látek, jejich ukládáním, transportem nebo uvolňováním do koloběhu vody a vzduchu v přírodě.

Význam půdy pro člověka spočívá především v její úrodnosti. Z tohoto hlediska je důležité zabránit její degradaci, k níž může dojít v důsledku eroze, salinizace, zamokření, znečištění nebo odčerpání živin. Půdní úrodnost v sobě zahrnuje soubor fyzikálně-chemických, agrárních a biologických vlastností a faktorů, které jsou vázané vždy na konkrétní půdní podmínky. Přesto v nich vždy hraje zásadní význam půdní organická hmota. Tato heterogenní směs organického materiálu je neustále doplňována, transformována a jen částečně ukládána. Právě proto, že jde o komplexní systém, který se neustále mění v čase, je důležité poznat faktory ovlivňující jeho stabilitu. S tím souvisí také nalezení vhodných metod ke sledování charakteristik rozpadu, resp. stabilizace půdní organické hmoty.

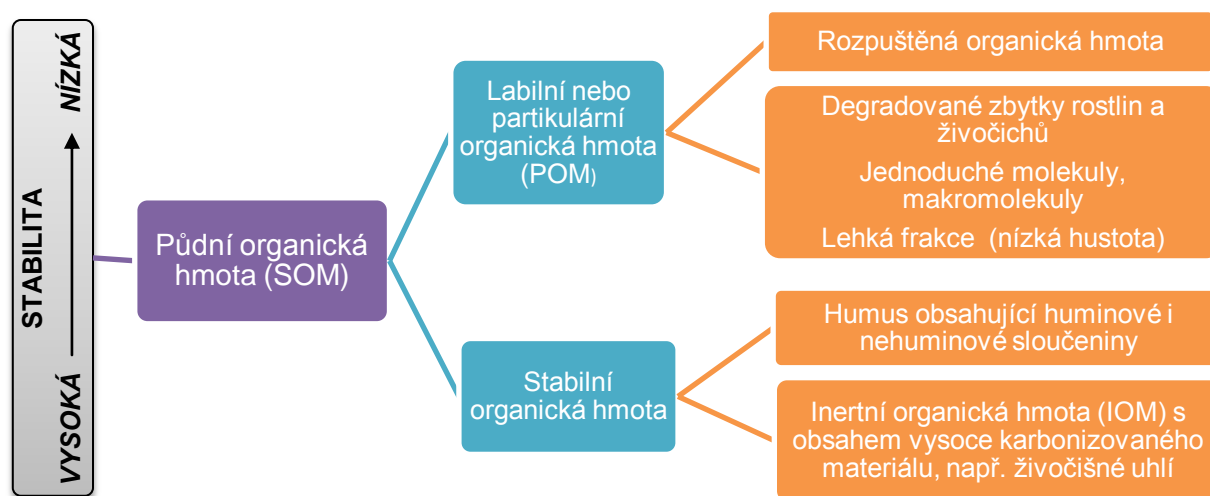
2. PŮDNÍ ORGANICKÁ HMOTA

Půdní organická hmota (SOM) je jednou z půdních složek a definic této půdní části je mnoho. Jednou z nejobsáhlejších je definice půdní organické hmoty jako ekosystému, který zahrnuje půdní hmotu nad i pod půdním povrchem. [1] Specifičtější je definice půdní organické hmoty jako půdní složky sestávající ze tří základních typů. Těmi jsou živí organismy (mikroorganismy, půdní červi, hmyz, etc.), čerstvě odumřelé mikroorganismy, rostliny a živočichové a humus vzniklý z jejich organických zbytků. [2] První dva typy organické hmoty přispívají k úrodnosti půdy. Důvodem je, že rozkladem těchto půdních složek se získávají živiny pro rostliny, jako jsou dusík, fosfor nebo draslík. Humus má na úrodnost půdy nižší vliv, protože je konečným produktem rozkladu, nicméně k úrodnosti půdy přispívá svým vlivem na půdní strukturu, orbu a výměnnou kapacitu kationtů. [3] Půdní organická hmota je důležitá jako zásobárna energie a živin pro edafon a rostliny, skládá se především z C, H, O, N, P a S, má schopnost zadržovat vodu v půdě, ovlivňuje fyzikální i chemické vlastnosti půdy a samotné půdotvorné procesy. Z chemického hlediska jsou zajímavé sorpční procesy (zvláště zadržování živin nebo naopak polutantů), půdní reakce a tvorba komplexů.

Vzhledem k různorodosti a vysoké variabilitě půdní organické hmoty (viz. Obrázek 1) se často používá dělení půdní organické hmoty na dva typy:

- Labilní půdní organická hmota obsahuje již rozložené zbytky rostlin a živočichů a snadno rozložitelné produkty mikrobů. Představuje asi 10 – 20 % celkové půdní organické hmoty a je důležitou zásobárnou živin, které se z ní degradací snadno získávají.
- Stabilní organická hmota je ekvivalentem humusu a sestává z těžko rozložitelných sloučenin obsažených v nerozložitelných zbytcích, produktech mikrobů a vzniklých vzájemnou interakcí organických sloučenin s minerály v půdě. Stáří této frakce se pohybuje mezi několika sty až tisíci lety, což má význam pro strukturu a stabilitu půdy, adsorpci vody a kationtů živin. [1]

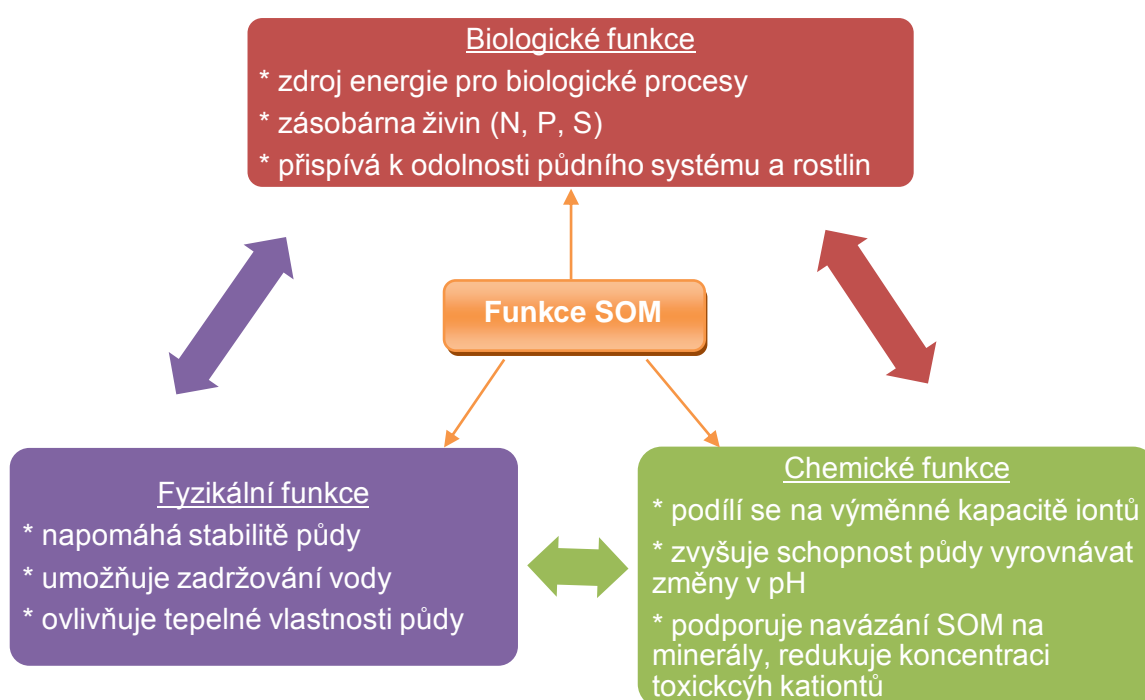
Půdní organická hmota má formu také rozpuštěné organické hmoty (DOM) nebo inertní organické hmoty (IOM), což jsou formy vysoce labilní, resp. stabilní půdní organické hmoty.



Obrázek 1: Typy půdní organické hmoty s ohledem na jejich stabilitu.

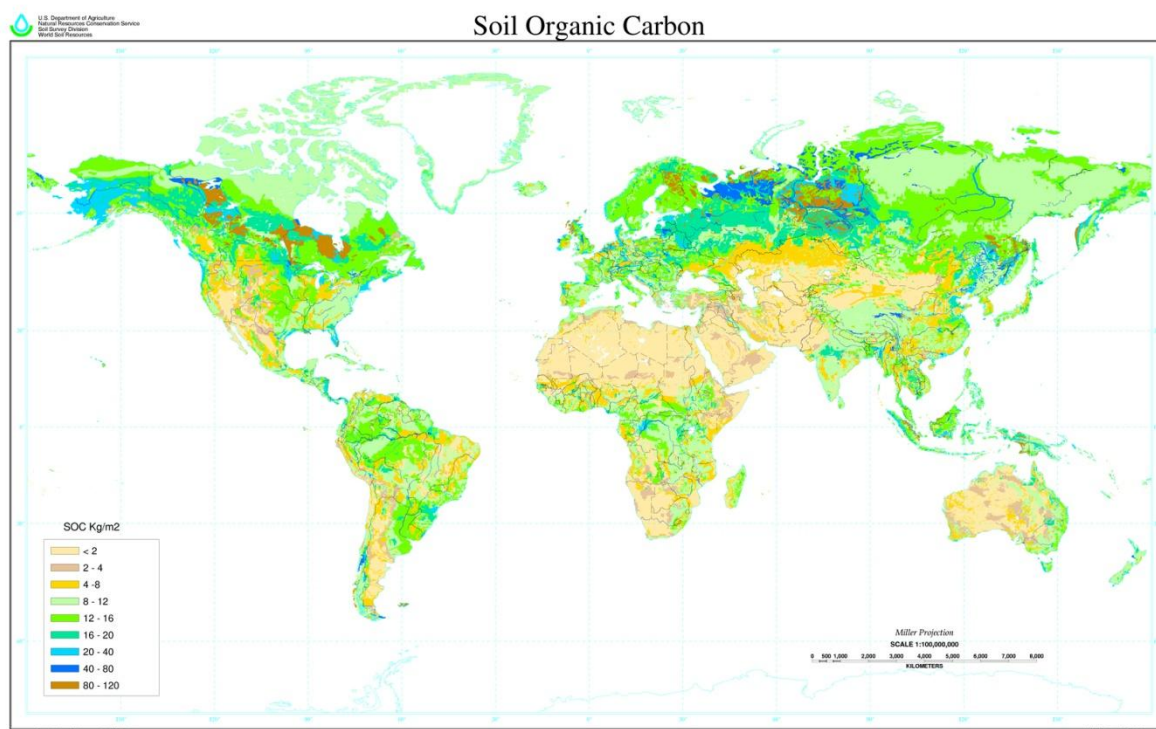
Půdní organická hmota není neměnnou součástí půdy, ale neustále podléhá řadě procesů. Základem je přeměna humusotvorného materiálu (odumřelých zbytků edafonu a rostlin) díky humifikačním procesům na humus a meziprodukty těchto procesů (nehumusové látky). Zároveň může docházet k mineralizaci, tedy rozkladu SOM na anorganické složky, k ulmifikaci (přeměně v rašelinu při nadbytku vody a nedostatku kyslíku) nebo karbonizaci (koncentraci uhlíku v karbonizované formě). Humifikační procesy jsou zpočátku charakterizovány rozkladem organických sloučenin obsažených v biologickém materiálu na jednodušší organické sloučeniny a následnou syntézou takto získaných látek na složitější sloučeniny, tzv. huminové látky (ne vždy jde o dlouhé polymery, někdy jsou to jen asociace malých molekul).

Význam půdní organické hmoty v celém ekosystému je klíčový a to nejen pro kvalitu půdy a regulaci řady půdních funkcí. Funkce půdní organické hmoty se rozdělují do tří hlavních skupin na biologické, fyzikální a chemické funkce (Obrázek č. 2). [4]



Obrázek 2: Funkce půdní organické hmoty.

Půdní organická hmota jako celosvětově největší zásobárna uhlíku ho obsahuje třikrát více než je obsaženo v atmosféře nebo suchozemské vegetaci. [5] Primárním zdrojem půdního organického uhlíku je mikrobiální biomasa, která hraje důležitou roli v uhlíkovém a dusíkovém cyklu a jak je uvedeno níže, patří mezi jedny z environmentálních faktorů ovlivňujících stabilitu půdní organické hmoty. [6] Půdní uhlík je významným zdrojem a zásobárnou atmosférického oxidu uhličitého, což má zásadní význam při sledování celosvětových změn klimatu. [7] Pro představu jen v Evropě půda obsahuje kolem 75 miliard tun organického uhlíku a kromě schopnosti uhlík uvolňovat má půdní organická hmota také schopnost CO_2 z atmosféry absorbovat. [8] Na mapě celosvětových zásob organického uhlíku vázaného v půdě je vidět, že nejvyšší koncentrace uhlíku jsou ve zmrzlých půdách v Kanadě a v Rusku. Tání permafrostu jako jeden z faktorů destabilizace půdní organické hmoty by proto mělo být varovným signálem pro nárůst rizika zvyšování koncentrace oxidu uhličitého i methanu v zemské atmosféře. (viz. Obrázek č. 3)



Obrázek 3: Mapa obsahu organického uhlíku v půdě. [9]

K tomuto tématu tak vyvstává řada otázek, např. jaké faktory ovlivňují stabilitu půdní organické hmoty, co vede k jejímu rozkladu a k uvolňování CO₂ do atmosféry a jakým způsobem lze tyto procesy zkoumat, případně je ovlivňovat? Pokud budeme znát odpovědi na tyto otázky, pak snad lépe porozumíme vlivu člověka na tuto část ekosystému.

3. FAKTORY OVLIVŇUJÍCÍ STABILITU, RESP. ROZKLAD

Existuje řada modelů obsahujících faktory stabilizace, resp. destabilizace půdní organické hmoty. Východiskem dnešních modelů je představa přetrvávání půdní organické hmoty nikoliv vlivem přirozených vlastností organické hmoty jako takové, ale vlivem souboru fyzikálně-chemických a biologických vlivů okolního životního prostředí. Jedním z modelů tohoto typu je hierarchický model půdní agregace, který implikuje, že půda je sebe-organizujícím systémem díky kombinaci svých fyzikálních, chemických a biologických vlastností. [10] Další model implikuje kontrolu rozkladu půdní organické hmoty vnějšími faktory, jako jsou klima a půdní správa a vnitřními faktory jako jsou kvalita substrátu a struktura půdní komunity. [11] Detailnější model stability půdní struktury obsahuje faktory zajišťující stabilizaci v průběhu sebe-organizace půdní organické hmoty, mezi nimiž jsou mikrobiálně aktivní organická hmota, kořeny živých rostlin a půdní houby. [10] K destabilizaci pak vede absence i jen jednoho ze tří faktorů. Vzhledem k tomu, jak složitý a komplexní je systém půdní organické hmoty, neexistuje jeden koncepční model, z něhož by bylo možné vycházet při studiu všech faktorů ovlivňujících stabilitu půdní organické hmoty.

V převážné části dnes uplatňovaných modelů stabilizace půdní organické hmoty se objevuje několik faktorů, které spolu vzájemně korelují. V jednotlivých studiích se pak tyto faktory opakují, takže je možné převážnou většinu z nich sepsat a rozřadit do tří obecných skupin: environmentální, fyzikálně-chemické a skupiny obsahující faktory ovlivněné činností

člověka. Kromě množství faktorů je dalším problémem posuzování těchto faktorů, které překračuje interdisciplinární hranice a navíc při zkoumání dějů v reálném životním prostředí je potřeba pracovat s kombinací hned několika studovaných faktorů. Komplikovanost a různorodost práce s jednotlivými faktory lze ilustrovat hned na první skupině níže popsanych faktorů, což jsou půdní mikroorganismy. Vzhledem k biodiverzitě půdních mikroorganismů se ukazuje, že vliv dvou druhů mikroorganismů na stabilitu půdní organické hmoty může být zcela opačný a při práci se zobecněními uvedenými na konci jednotlivých podkapitol je nezbytné počítat s existencí výjimek z obecného působení jednotlivých faktorů.

3.1. Environmentální faktory

3.1.1. Půdní mikroorganismy a půdní živočichové

Základním environmentálním faktorem ovlivňujícím stabilitu půdní organické hmoty jsou mikroorganismy a živočichové obsažení v půdě. Svojí půdní činností rozkládají půdní organickou hmotu, ale zároveň produkují sloučeniny, které mohou půdní hmotu stabilizovat. Navíc odumřelé půdní mikroorganismy, stejně jako půdní živočichové a rostliny se postupně stávají součástí půdní organické hmoty, takže její stabilitu ovlivňuje nejen aktivita, ale i různorodost nebo struktura komunity organismů.

Půdní organismy spotřebovávají značnou část své energie na zachování vlastní fyzické celistvosti a využívají k tomu aktivní a pasivní způsoby stabilizace. Aktivní stabilizace je zajišťována neustálou opravou organismu, zatímco pasivní stabilizace je zajištěna obsahem stabilizujících, repelentních a antibiotických sloučenin v organismu jako jsou lignin, kutin nebo tanin. [12] Produkty pasivní stabilizace neztrácejí svůj význam ani po odumření organismu, neboť jsou následně jako součást půdní organické hmoty rozkládány příslušnými enzymy. V podstatě neexistují sloučeniny obsažené v organismech, které by neměly odpovídající rozkladný enzym nebo soubor enzymů produkovaný jiným organismem. To platí i pro celulózu nebo vysoce toxické sloučeniny produkované organismy.

Pokud tedy odumřelé organismy mohou být kompletně rozloženy jinými půdními organismy, zvláště mikroorganismy, pak musí být tento materiál z dlouhodobého hlediska zcela rozložitelný a tento typ biochemické degradace stabilních organických sloučenin lze aplikovat mj. při redukci a recyklaci odpadu z textilního, papírenského aj. průmyslu. Zároveň lze pro urychlení rozpadu půdní organické hmoty využít zvýšené koncentrace půdních organismů, ale podmínky tohoto procesu jsou vysoce specifické a závisí na typu a obsahu organické hmoty v půdě, kombinaci druhů mikroorganismů a živočichů, teplotě, vlhkosti aj. [13] Rozklad půdní organické hmoty vlivem půdních organismů je omezen souborem faktorů. Pokud by k jeho omezení nedocházelo, mohly by organismy získávat energii z rozkladu mnohem efektivněji a rychleji mineralizovat půdní organickou hmotu. Mezi příčiny omezeného vlivu organismů, zvláště mikroorganismů na degradaci půdní organické hmoty patří především kombinace následujících tří faktorů. K překonání buněčné energie by mikroorganismy musely vynaložit více energie než by získaly, dalším faktorem je vliv difuzních ztrát, které potlačují mikrobiální růst a blokují zakládání nových mikrobiálních kolonií a v neposlední řadě sem patří specializace mikroorganismů na určitý substrát a prostředí. [12] Přehled významných sloučenin, jejich původ a přehled degradujících enzymů a organismů je uveden v Tabulce č. 1.

Tabulka 1: Důležité sloučeniny obsažené v SOM odolávající rozkladu, jejich původ a příslušné degradující enzymy a organismy [12]

Sloučenina	Původ	Degradující enzymy	Organismus zodpovědný za rozklad
Celulóza	Rostliny	Celuláza	Houby, eubakterie, prvoci, hlísti a členovci
Hemicelulóza (xylany, pektiny, mannan, galaktin)	Rostliny	Xylanáza, peptináza, mannanáza, galaktóza	Bakterie a houby
Lignin	Rostliny	K úplné oxidaci polymerů ligninu je zapotřebí 15 různých exo-enzymů	Bílé plísňové houby
Kutin, suberin, vosky	Rostliny	Kutináza	Choroboplodné houby rostlin
Polyfenoly	Rostliny	Polyfenoloxidáza, tannin hydroláza	Houby, kvasinky kolonizující kůru a bakterie
Chitin	Členovci, houby, prvoci	Chitináza	Bakterie
β-glukany	Houby	β-glukanáza	Bakterie, houby, hmyz
Melanin	Houby a některé bakterie	Lignináza	Bílé plísňové houby
Peptidoglykan (murein)	Bakterie	Peptidoglykan hydroláza	Bakterie
Keratin	Vyšší živočichové	Keratinázy	Bakterie, houby a hmyz

Významnou roli v hodnocení vlivu půdních organismů na stabilitu, resp. rozklad půdní organické hmoty má porovnání působení mikroorganismů a půdních živočichů, neboť obě skupiny spolu soupeří o zdroj energie a živin v organické hmotě. Působení mikroorganismů vychází z degradace labilního organického substrátu, který je rychleji rozložitelný. [11] Příkladem tohoto působení mikroorganismů je vliv hub na stabilitu organické hmoty. Arbuskulární mykorhizní houby spolupracují s kořeny rostlin, přičemž jejich hyfy účinně zachycují kapky vody a zabraňují vodě v půdě destabilizovat strukturu [10] a zároveň svými hyfami zabraňují rozpadu půdních makroagregátů, což vede k využívání menších půdních agregátů. [14] Naopak půdní živočichové působí opačně a rozkládají velké a stabilní půdní agregáty. Živočichem dávaným do souvislosti s rozkladem půdní organické hmoty je nejčastěji žížala obecná. Vliv žížal na rozklad půdní organické hmoty je nejvíce znatelný tam, kde vzorky půd obsahují velké částice (>63 μm) a jsou vysoce stabilní. Tam, kde jsou zásoby uhlíku málo rozpustné a jsou labilnější, tam žížaly postupně ztrácejí svou schopnost hmotu rozkládat. Jejich úlohu postupně přebírají půdní hlísti v homogenní zemědělské půdě a půdní roupice v heterogenní zemědělské půdě obsahující kukuřičnou podestýlku. [13] Nicméně ve vzorcích se zcela nestabilními zásobami uhlíku (rozpustným K₂SO₄) se vliv zkoumaných živočichů vůbec neprojevil a lze předpokládat, že zde půdní organickou hmotu rozkládají mikroorganismy. [11]

Půdní mikroorganismy a půdní živočichové tedy patří k velmi významným regulátorům míry rozkladu půdní organické hmoty a to jak svým přímým, tak i nepřímým působením. U půdních živočichů lze přímý vliv sledovat při rozkladu větších půdních agregátů a uchovávání organických částic ve výměšcích a nepřímý vliv v selektivním výběru půdní biomasy jako potravy. [15] Podobně u půdních mikroorganismů mají přímý vliv míra metabolické aktivity, struktura a různorodost komunity mikroorganismů a nepřímý vliv spolupráce s faunou a florou, např. kořeny rostlin.

3.1.2. Flóra a její residua

Rhizosféra, tedy půda v okolí kořenů rostlin, která je jimi prostoupena a ovlivněna, stimuluje jak činnost mikroorganismů, tak rozklad půdní organické hmoty v mnoha směrech, jehož výsledkem je uvolňování vyššího množství oxidu uhličitého do atmosféry. Tento proces krátkodobé změny v obratu půdní organické hmoty se nazývá rhizosférický priming efekt (RPE) a zásadní vliv v něm zaujímají vedle živých kořenů rostlin také mikroorganismy a půdní živočichové. [16] Kořeny poskytují mikroorganismům i živočichům zdroj potravy a habitat, avšak jejich vliv na stabilitu struktury půdní organické hmoty je spíše nepřímý a je limitován přítomností mikroorganismů. [10] Aktivitu mikroorganismů a také přítomnost jejich vybraných druhů mohou rostliny samy ovlivnit díky kořenové exsudaci, při níž jsou produkovány labilní uhlíkové sloučeniny stimulující růst mikroorganismů. Nicméně způsoby, jakými priming efekty fungují, příp. jaké přinášejí výhody, nejsou zcela známy, ale varíují mezi jednotlivými druhy rostlin a závisí i na interakcích jednotlivých druhů rostlin. Současné výzkumy dále ukazují, že vliv rostlin na RPE při rozkladu půdní organické hmoty spočívá především v interakci kořenů a částečně i listů rostlin s mikroorganismy a nelze proto zkoumat pouze vliv kořenů nebo listů, ale celé biomasy. [16, 17] Pro stabilitu půdní organické hmoty má velký význam výsledek interakce mezi více druhy rostlin, který ukazuje, že současné pěstování více kultur na rozdíl od monokultur snižuje míru rozkladu půdní organické hmoty. [17] Předmětem dalšího zkoumání by proto měly být jednak interakce mezi kořenovým systémem a mikroorganismy a také interakce mezi jednotlivými druhy rostlin, případně identifikace mechanismů spolupráce a identifikace rolí mezi jednotlivými skupinami rostlin.

Kořeny také významně ovlivňují transport širokého spektra látek v půdě, což ovlivňuje stabilitu půdní organické hmoty. Kořeny třeba transportují vápník z minerálního do půdního organického horizontu za současné evapotranspirace. [18] Problematika transportu minerálů a látek je zpracována v kapitole o vlivu minerálů a mineralizace na stabilitu půdní organické hmoty, nicméně rozdíl mezi působením kořenů a listů rostlin má velký význam pro původ uhlíku v půdě a jeho cyklus. Bylo zjištěno, že uhlík v půdní organické hmotě pochází z převážné většiny z kořenů a nikoliv z listů. [19] Navíc uhlík pocházející z kořenů zůstává v půdě déle než uhlík pocházející z listů a jehličí a také se v rozhodující míře podílí na molekulární struktuře půdy i půdních mikroorganismů. Tento jev je pravděpodobně způsoben větší příležitostí k fyzikálně-chemickým interakcím uhlíku pocházejícímu z kořenů s půdními částicemi. [5] S cyklem uhlíku se pak prolíná i výše popsáný rhizosférický priming efekt a vliv různých druhů rostlin a jejich interakcí na zásoby uhlíku v půdě.

Stabilitu půdní organické hmoty neovlivňují jen živé rostliny, ale také skladba rostlinných zbytků, z které vyplývá chemické složení rostlinné složky půdní organické hmoty. Rostlinné zbytky obsahují především sacharidy, lignin, kutin a suberin. Listy a stonky díky svému

vysokému obsahu sacharidů degradují rychleji než kořeny, ale třeba listy obilovin obsahují vyšší podíl látek podporujících vznik dlouhodobě stabilní půdní organické hmoty jako alifatické polymery. Stejně tak kořeny rostlin také podléhají pomalejšímu rozkladu a lze u nich předpokládat, že se stávají součástí mikrobiální organické hmoty. [20] Ačkoliv existuje vztah mezi obsahem látek v pěstovaných rostlinách a v organické hmotě obsažené v půdě, v níž jsou dané rostliny pěstovány, není tento vztah vždy jednoznačný. Koncentrace například mastných kyselin, dikarboxylových kyselin, alkoholů a hydroxykyselin v půdě více koreluje s koncentrací těchto látek v listech a kořenech pěstovaných rostlin, než je tomu u koncentrace lipidů. [21] Dosavadní studie ukazují, že vztah mezi látkami obsaženými v rostlinách a stabilitou půdní organické hmoty existuje, nicméně množství látek obsažených v rostlinných zbytcích se ne vždy odráží v míře obsahu produktů tohoto rozkladu v půdní organické hmotě.

3.2. Fyzikálně-chemické faktory

3.2.1. Změny teploty

Jak už bylo řečeno, výzkum stability půdní organické hmoty je důležitý z hlediska rizika její destabilizace, což je spojeno s uvolňováním oxidu uhličitého z půdy do atmosféry. Zvýšený obsah tohoto plynu v atmosféře je dáván do souvislosti s klimatickými změnami lokálního i globálního charakteru, zvláště s celosvětovým oteplováním.

Jako konkrétní vlivy teplotních změn lze uvést nárůst míry bazální respirace půdní organické hmoty s růstem teploty. Také růst mineralizace půdní organické hmoty závisí na růstu teploty, i když se ukazuje, že to platí pouze pro půdní organickou hmotu pocházející ze zdrojů starších čtyř let. [22] S ohledem na bazální půdní respiraci, může být růst mineralizace půdní organické hmoty s růstem teploty pravděpodobně vysvětlen Arrheniovou kinetikou a vyšší aktivační energií spojenou s reakcemi zahrnujícími odolný substrát. [23] Ve vztahu k environmentálním faktorům nelze pominout vliv teploty na rovnováhu mikrobiálních katabolických a anabolických procesů, kdy s růstem teploty dochází ke snížení růstu na úkor dýchacích procesů. Proto pokud máme biomasu o konstantní velikosti, znamená růst teploty nižší využití půdního uhlíku biomasou k produkci enzymů rozkládajících půdní organickou hmotu. [24] Při sledování vztahu environmentálních faktorů a teplotních změn je potřeba vzít v úvahu pravděpodobnou schopnost biomasy aklimatizovat se na vyšší teplotu, což se může projevit při globálním oteplování.

V rámci teplotních změn jsou zvláště vyčleněny dvě podkapitoly. První je zaměřena na požáry a sopečnou aktivitu, při kterých vzniká organická hmota odvozená od ohně, častěji označovaná jako black carbon (BC). Druhým faktorem je tání permafrostu jako jeden z důsledků klimatických změn, neboť věčně zmrzlá půda je velkou zásobárnou „starého uhlíku“.

Oheň

Lesní požáry jsou jedním z významných celosvětových zdrojů skleníkových plynů, jako jsou oxid uhličitý a methan. V ideálním případě by bylo možné předpokládat, že výslednými produkty požáru jsou voda, oxid uhličitý a minerály obsažené v popelu, přičemž rostliny

rostoucí na spálené půdě po požáru většinu oxidu uhličitého díky fotosyntéze přemění. Při skutečném lesním požáru však dochází k nedokonalému spalování a vznikají kromě vody a oxidu uhličitého, také již zmiňovaný methan, oxid uhelnatý a řada pyrolytických produktů, jako jsou uhlovodíky nebo partikulární organická hmota. [25] Většina uhlíku je tedy přeměněna do plynné formy, ale asi 1-3 % biologického materiálu je přeměněna na pyrogenický uhlík ve formě pevného spáleného zbytku, který zahrnuje vizuálně stanovitelné živočišné uhlí a frakci BC stanovovanou laboratorně oxidací. [27] Na stabilitu BC v půdě mají vliv jeho chemická odolnost a interakce s minerální maticí v půdě, resp. mineralizace uhlíku, přičemž půdy na BC bohaté se vyznačují nízkou mineralizací a nižší mikrobiální aktivitou a to díky malé náchylnosti BC k rozkladu. [28] Díky požárům tak vzniká pyrogenická organická hmota (PyOM), která je vysoce heterogenní a obsahuje převážně aromatické sloučeniny. [29]

Dalším předpokladem, který je třeba prověřit při studování vlivu ohně na stabilitu půdní organické hmoty, je vliv tepla produkovaného požárem, resp. otázky, do jaké hloubky se žár ohně dostane a jakým způsobem půdní hmotu přetváří. Překvapivě podle nedávných studií není vliv tepla vyvolaného požárem na samotnou půdu v místě požáru příliš významný, neboť jen malá část tepla produkovaného během požáru přechází do půdy, zvláště pokud požár probíhá v místech, kde je půda suchá a díky nízkému množství vody je vcelku dobrým izolantem. Například u pastvin byla teplota v hloubce 1 cm 70°C a v hloubce 2 až 3 cm byla shodná s okolní teplotou. [25, 26] Reálný efekt změny teploty při požáru na půdní organickou hmotu spočívá v souhrnu důsledků jako jsou čas, po který požár probíhá, teplota malých částic půdní organické hmoty při tom může významně převyšovat okolní teplotu a po požáru jsou půdní agregáty a částičky organické hmoty zasažené požárem velice rychle půdními mikroorganismy, faunou i florou přemístěny v rámci celého organického půdního horizontu. [25] V této souvislosti je vhodným, i když komplikovaným předmětem studia vztah mezi molekulárním složením půdní organické hmoty, termální stabilitou a rozkladem pomocí půdních enzymů a mikrobů.

Obecně je vliv požáru na celkový obsah půdní organické hmoty variabilní. Může dojít k úplné destrukci, ale rovněž až k 30 % nárůstu vrstvy (při mírném požáru), přičemž záleží hlavně na typu požáru (podzemní, pozemní a korunové), intenzitě a charakteru terénu. [25] Ke ztrátě půdního uhlíku dochází kromě samotného spalování během požáru také následnou půdní erozí. Pokud intenzita požáru není extrémní, žár přemění půdní organickou hmotu na PyOM, která se stává nejodolnější a nejstabilnější částí půdní organické hmoty, i když novější výzkumy ukazují, že její odolnost k rozkladu není tak vysoká, jak se původně předpokládalo. [29] Tuto teorii také podporuje definování dvou frakcí PyOM, z nichž první je stabilní méně než 0,03 roku, tedy se rozpadá rychleji než půdní organická hmota nezasazená požárem a druhá rezistentní frakce přetrvává v půdě asi šestkrát déle než SOM. [30] Z chronografického výzkumu vývoje půdní organické hmoty po požáru vyplývá, jak se postupně organická složka vyvíjí. V prvních čtyřech letech je rozkládán nespálený organický odpad, po uplynutí této doby se začíná postupně snižovat obsah arylových skupin a také pyroxenického uhlíku a po jedenácti letech byla kvalita půdní organické hmoty obnovena do původního stavu. [31] Zajímavé je rovněž pozorování změny složení půdního ligninu. Po požáru dochází k přeměnám poměrů kumaryl:vanillyl a syringyl:vanillyl, tedy od ligninu odvozených fenolů, které jsou indikátorem zdroje ligninu, přičemž tento jev indikuje vliv ohně na rozpad půdního ligninu. [32]

Celkově by vliv ohně, především z lesních požárů, jako jeden z faktorů ovlivňujících stabilitu půdní organické hmoty neměl být podceňován. Výsledky výzkumů pyrogenické organické hmoty však snižují dlouhodobý význam vlivu lesních požárů a také zpochybňují funkci půdní pyrogenické organické hmoty jako dlouhodobé zásobárny půdního uhlíku. Ani vliv tepla uvolňovaného při požáru nemá na stabilitu SOM větší vliv. Jako významná se však ukazuje rychlá schopnost obnovy původního stavu, ke které dochází díky opětovnému růstu rostlin, jež zabraňují nejen půdní erozi, ale především jsou významným zdrojem organického materiálu a váže se k nim i činnost půdních mikroorganismů, jejichž vliv byl popsán výše.

Věčně zmrzlá půda (permafrost)

Oblasti se zmrzlou půdou a permafrostem celkově uchovávají 10 – 20 % světových zásob půdního uhlíku a předpokládá se, že během následujícího století se má v těchto oblastech teplota zvýšit o 4 až 7 °C. [33] Věčně zmrzlá půda se tak stane zdrojem většího množství uhlíku, který se při jejím tání bude uvolňovat ze zmrzlé půdní organické hmoty, zvláště ze zásob zmrzlé rašeliny. Lze předpokládat, že táním permafrostu se do zemské atmosféry uvolní větší množství uhlíku ve formě oxidu uhličitého, který bude zpětně svým působením v atmosféře podporovat skleníkový efekt a tedy oteplování zemského povrchu. Předmětem zájmu se tak stává stabilita půdní organické hmoty obsahující velmi starý organický uhlík, průběh a rychlost její degradace, případné procesy, které by v roztáté organické hmotě vedly ke stabilizaci. Může také nastat podobný efekt, jaký byl popsán u pyrogenické organické hmoty, kdy je uvolňovaný CO₂ zpětně zachycován rostlinami nově rostoucími na roztátém permafrostu.

Je známo, že při tání permafrostu je půdní organická hmota náchylnější k vyšší půdní mineralizaci a následně k nárůstu uvolňování CO₂ do atmosféry, přičemž tyto procesy se vyskytují jak v oblastech tundry, tak ve vyšších nadmořských výškách, v Evropě například v Alpách. [34, 35] Chemické složení půdní organické hmoty závisí na původním rostlinném zdroji, přičemž přirozené lipidy kopírují schéma zastoupení od převažujících alkoholů přes steroly, alkany až po méně zastoupené triterpenoidy a pro monomery ligninu je typický jejich nárůst s rostoucí hloubkou. [36] Pro pozorování stability půdní organické hmoty v permafrostu se zdá být zásadní sledování dvou chemických markrů, které popisují rozklad SOM napříč různými vrstvami a bez ohledu na původní složení vegetace:

- a) HPA indexu (Higher Plant Alkane), pomocí kterého se kvantitativně měří degradace nasycených a funkčních sloučenin, resp. poměru alkanů a alkoholů

$$HPA = \frac{(C_{24}+C_{26}+C_{28})_{alkohol}}{(C_{24}+C_{26}+C_{28})_{alkohol}+(C_{25}+C_{27}+C_{29})_{alkan}}, \quad (1)$$

- b) poměru $\sum stanolů / \sum sterolů$, zvláště sitostanolů, β -sitosterolů, stigmasterolů, kampesterolů a brassikasterolů. [36, 37]

Další výraznou charakteristikou permafrostu je vysoká rozpustnost ve vodě, která indikuje vysokou mobilitu a výrazný průsak po roztátí permafrostu. [33] Zároveň tající permafrost obsahuje více fosforu a dusíku, než je pro půdní organickou hmotu obvyklé, což ukazuje na významnou koncentraci živin pro komunitu mikrobů a v příhodnějších klimatických podmínkách bude podporovat rozklad komplexnějšího substrátu. [33, 38]

Zajímavé je, že z některých výsledků výzkumů porovnávajících permafrost a půdu, která nepatří do kategorie permafrostu, vyplývá, že oteplování klimatu nevede nutně

ke zvýšení uvolňování CO_2 při degradaci půdní organické hmoty. [34] Každopádně je otázka stability půdní organické hmoty v tajícím permafrostu komplexním problémem, který zahrnuje řadu různých kritérií, jež lze jen obtížně zobecnit na většinu oblastí se zmrzlou půdou. Na jedné straně se lze domnívat, že tání permafrostu pravděpodobně povede k většímu růstu vegetace, který bude do určitého stupně kompenzovat ztráty uhlíku z dlouhodobého hlediska. Na druhé straně je třeba zkoumat vysoký obsah živin v tajícím permafrostu vedoucí k vysoké aktivitě půdních mikrobů. V kapitole věnované jejich vlivu byla popsána existence limitů pro působení půdních mikroorganismů, kdy přemíra živin nemusí nutně indikovat vyšší aktivitu a tedy větší rozklad půdní organické hmoty. Faktorem, který by mohl chování permafrostu také ovlivnit je methan, neboť při oteplování oblastí s věčně zmrzlou půdou se předpokládá významné uvolňování tohoto plynu, ke kterému již na mnoha místech dochází i v zimním období. Výsledkem procesu tání je také vznik bažin a jezer, které by se však vlivem tepla mohly vysušovat a lze se domnívat, že půdní organická hmota ve vyschlých oblastech by mohla mít stabilní charakter.

3.2.2. Minerály a mineralizace

Za vhodných podmínek jako jsou optimální teplota půdy a ideální poměr obsahu vody a vzduchu v půdě dochází k mineralizaci, resp. rozkladu půdní organické hmoty velmi rychle. Organické látky obsažené v půdě jsou během tohoto procesu rozloženy na plyny, především na sloučeniny uhlíku a dusíku a zároveň významné živiny N, P, S se objevují ve formě minerálů jako ionty NH_4^+ , NO_3^- , HPO_4^{2-} , SO_4^{2-} atd. Celý proces je exotermní. Mineralizace je do určité míry podmíněna aktivitou mikroorganismů v půdě, nicméně dle současných výzkumů se ukazuje, že vliv mikroorganismů na mineralizaci mohl být v minulosti přeceňován. Bylo totiž zjištěno, že i při úbytku množství půdních mikroorganismů o 90 % je míra půdní mineralizace stabilní a je nezávislá na velikosti, struktuře nebo aktivitě komunity mikroorganismů. [39] Půdní mikroorganismy nicméně produkují enzymy zvané hydrolázy a oxidoreduktázy, pomocí nichž jsou velké organické molekuly nejprve hydrolyzovány na menší molekuly a následně oxidovány až na plyny. Bez mikroorganismů by tedy k mineralizaci půdní organické hmoty nedocházelo. Tento faktor je však opět závislý na řadě již popsaných faktorů, zvláště na aktivitě mikroorganismů, vlivu flóry, resp. krátkodobého rhizosférického efektu a také na obsahu vody v půdě.

Minerální frakce v půdě má každopádně vliv na stabilitu půdní organické hmoty a to především na zpomalení uvolňování uhlíku během rozkladu SOM. Kontinuální rozpad organických materiálů v půdě může být narušen interakcemi s minerály, které mají schopnost stabilizovat organickou hmotu před biologickou oxidací, neboť organická hmota k nim má vysokou afinitu. [40, 41] K této stabilizaci dochází spíše u frakcí se starším uhlíkem, tedy těch, které obecně podléhají rozkladu pomaleji. Byla identifikována řada pozitivních korelací mezi organickým uhlíkem a některými minerály. Ke stabilizaci půdní organické hmoty přispívají například oxidy železa, které interagují s půdním uhlíkem. [42] Dále kationty kovů jako Al^{3+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} , Ca^{2+} uvolněné z původního půdního materiálu a přemístěné vodou a biotou, které kontrolují míru vytvořené půdní organické hmoty, přeměnu půdní organické hmoty a transport dusíku. Přemísťováním kovových iontů dochází k regulaci pH a ovlivňování terciární struktury supramolekul tvořících SOM. [43] Každopádně míra vlivu půdních minerálů na stabilitu půdní organické hmoty je limitována unikátností minerální matrice a zároveň je jedním z nejméně prozkoumaných faktorů ovlivňujících stabilitu SOM.

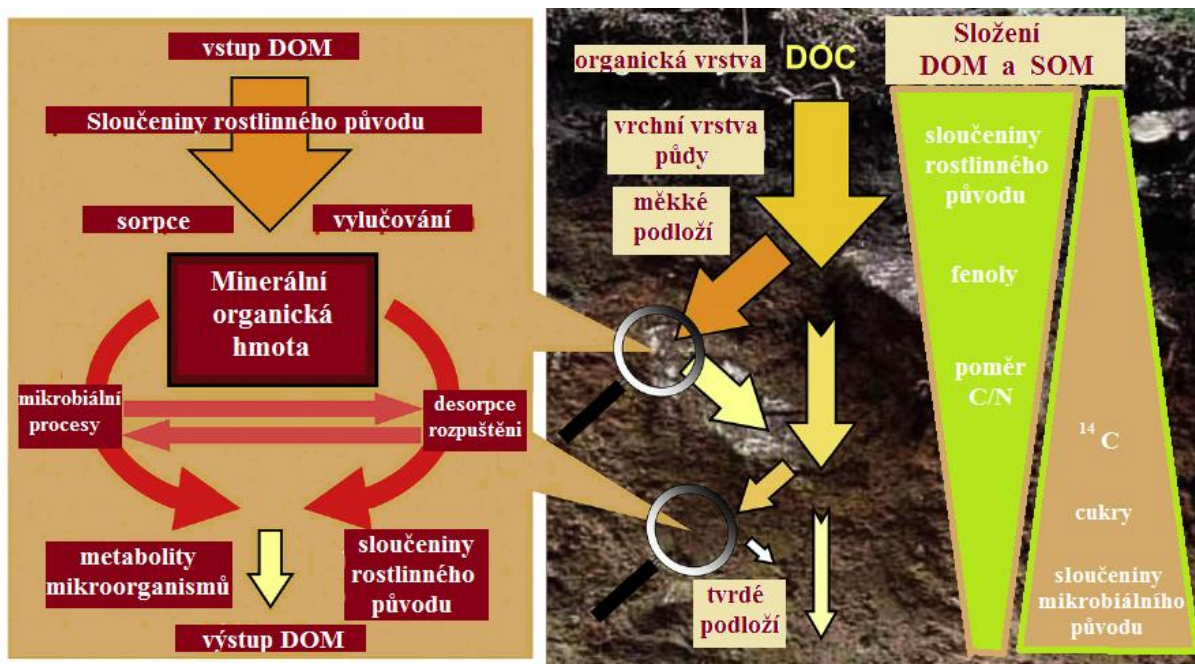
3.2.3. Obsah a funkce vody v půdě

Vodu obsaženou v půdě jako faktor ovlivňující stabilitu půdní organické hmoty je nutné zkoumat z několika hledisek. Půdní organická hmota vodu pohlcuje a je schopná zadržovat vodu o zhruba šestinásobku své vlastní hmotnosti, což má velký význam v přirozeně suchých a písčitých půdách. Navíc organická hmota svou strukturou zvyšuje infiltraci vody a snižuje náchylnost půdy ke zhutnění, erozi, desertifikaci a sesuvům. [8] Zároveň je voda jedním z nejdůležitějších rozpouštědel a proto i půdní organická hmota se nachází ve formě rozpuštěné organické hmoty (DOM), která je ze všech forem nejvíce labilní. Množství vody v půdě také přímo ovlivňuje růst rostlin, biologickou aktivitu půdních živočichů a růst a výskyt půdních mikroorganismů. Význam má především voda vázaná kapilárními silami, která neodtéká, resp. se nevsakuje vlivem gravitace do větších hloubek půdního horizontu. Z pohledu stability pak nabývají na významu interakce mezi kapalinou a pevnou látkou, ke kterým dochází na rozhraní voda a půdní hmota. Může docházet ke smáčení, adsorpci, flokulaci, disperzi, transportu rozpuštěných látek apod.

Míra, do níž může voda v půdě smáčet, je do jisté míry určována obsahem organických molekul s délkou řetězce mezi C_{16} až C_{32} a obsahem nasycených, fulvinových a huminových kyselin. Schopnost odolávat působení vody je jedním z fyzikálních faktorů stabilizace půdní organické hmoty. [44] Koncentrace tuků v půdě tak nabízí klíč k původu a stabilizaci SOM. Půdní volné tuky představují různorodou skupinu hydrofobních částic od jednoduchých, jako jsou mastné kyseliny, po složitější sloučeniny jako jsou steroly, terpeny, chlorofyl, tuky, vosky nebo pryskyřice. [25] Přičemž původ alifatických tuků v minerálních půdách lze vysvětlit pomocí přítomnosti tuků v listech a kořenech stromů rostoucích na dané půdě. Ty obohacují půdu o tuky až ze 70 %. [21] Pokud tedy půdní organická hmota obsahuje hydrofobní látky je poměrně výrazně stabilní a je schopná odolávat jak mineralizaci, tak mikrobiálnímu rozkladu, což mj. otvírá možnost pro využití hydrofobní humusové hmoty k biologické stabilizaci SOM.

Nejméně stabilní půdní organickou hmotou je rozpuštěná organická hmota, která má svou podstatou velký význam pro transport různých látek od živin po látky škodlivé, neboť prostupuje jednotlivými vrstvami půdního horizontu. Cyklus rozpuštěné organické hmoty (viz. Obrázek č. 4) začíná zpravidla dešťovou vodou, která prostupuje rostlinným pokryvem do horních vrstev půdy, kde je obohacena o organickou hmotu rostlinného původu a pokračuje do hlubších vrstev, kde se obohacuje o organické sloučeniny mikrobiálního původu. Z tohoto důvodu rozpuštěná organická hmota nejbližší k povrchu obsahuje převážně fenolové sloučeniny mající původ v ligninu a v hlubších vrstvách obsahuje především sacharidy a sloučeniny dusíku. [45] Velká část rozpuštěné organické hmoty se sloučeninami dusíku a se sacharidy pak zůstane díky sorpci nebo vazbě na minerály (např. oxidy hliníku a železa) v hlubších vrstvách půdy a je degradována během 100-200 let, zatímco ta s obsahem fenolových kyselin se z půdy vylouhuje a stane se součástí přirozeného koloběhu vody v přírodě. [46, 47] Ačkoliv je tedy rozpuštěná půdní organická hmota považována za nejvíce labilní typ půdní organické hmoty, její stabilita závisí především na selektivní sorpci sloučenin.¹ Tyto sloučeniny musí být vnitřně stabilní a musí se vázat pevnými vazbami na minerální složky půdy. Tímto způsobem je rozpuštěná organická hmota do jisté míry chráněna před vyplavováním z půdy a před přístupem mikroorganismů, takže se stává stabilní součástí půdy.

¹ V rozpuštěné organické hmotě je díky sorpci stabilizována asi $24 \cdot 10^6$ g C na 1 hektar. [48]



Obrázek 4: Cyklus rozpuštěné organické hmoty v půdě [45]

Stabilitu půdní organické hmoty ovlivňuje voda hned několika způsoby. Voda zadržovaná v organické hmotě zajišťuje mechanickou stabilitu půdního horizontu a odolnost vůči erozi a dalším procesům a zároveň je jedním z důležitých zdrojů pro růst rostlin a život půdních živočichů a mikroorganismů. Na samotnou stabilitu půdní organické hmoty má pozitivní vliv obsah hydrofobních látek v půdě, které snižují míru rozkladu. Poměrně stabilní složkou půdní organické hmoty je i její rozpuštěná forma, ale pouze za předpokladu, že je vázaná na minerální složky půdy.

3.3. Zemědělská činnost v krajině

Už v úvodu práce bylo uvedeno, že zabývat se studiem stability půdní organické hmoty je důležité v souvislosti s rizikem uvolňování uhlíku z půdy do atmosféry ve formě CO_2 , který je spojován s globálními klimatickými změnami. V případě těchto změn je možné uvažovat o určitém kruhu jednotlivých vlivů, jejichž hlavním původcem je člověk. Neboť pokud připustíme, že člověk svou činností jako jsou intenzivní průmyslová výroba, automobilismus, kácení pralesů atd. způsobuje celosvětové změny klimatu, pak by byl v konečném důsledku také příčinnou tání permafrostu, zvýšeného výskytu požárů nebo růstu půdní eroze vlivem odlesňování či rozšiřování aridních oblastí. Kvalita a stabilita půdy a jejich organických složek by z klimatického hlediska byla ovlivněna také změnami ve vegetačních pásmech a stupních, které mají za následek ústup, příp. zánik některých druhů rostlin a živočichů.

Tato úvaha je však velmi široká a k příčinám i důsledkům v současné době probíhajících klimatických změn lze najít celou řadu protichůdných názorů a teorií. Z tohoto důvodu je kapitola věnovaná lidské činnosti jako faktoru ovlivňujícím stabilitu půdní organické hmoty zúžena pouze na zemědělskou činnost. Konkrétně na způsoby obdělávání půdy s ohledem na jejich intenzitu a typy používaných hnojiv.

3.3.1. Způsoby obdělávání zemědělské půdy

Zemědělství je činnost, která provází člověka již od mladší doby kamenné a bez pochyby ho bude provázet i v budoucnosti. Důležitým milníkem bylo období vědecko-průmyslové revoluce, kdy byly z velké části vyčerpány půdní rezervy vhodné k zemědělství, zemědělská výroba prošla mechanizací a automatizací a došlo k její výrazné intenzifikaci. Právě míra intenzity obdělávání zemědělské půdy je zajímavá ve vztahu ke stabilitě půdní organické hmoty.

Pro obhospodařování půdy je výhodná vyšší a hlavně stabilní koncentrace kvalitní půdní organické hmoty. Takto bohatá půda pak obsahuje dostatek živin a zároveň má strukturu umožňující optimální zadržování vody v půdě. Vhodným přístupem ke studiu změn půdní organické hmoty je sledování jejích aktivních částí a rychlosti jejich přeměny, protože se má za to, že tato aktivní část vyvolává tok živin v půdě. Zároveň bylo zjištěno, že ani volná ani okludující organická hmota nejsou vhodnými indikátory zachycujícími změnu ve využívání půdy. [49] Jako minimální časový horizont pro studium vlivu obdělávání půdy na strukturu organické hmoty se ukazuje jeden rok, ale většina výzkumů je nejméně pětiletá. Způsoby obdělávání zemědělské půdy se zpravidla rozdělují na ekologické (též organické, biologické), konvenční (intenzivní) a integrované. Přičemž integrované hospodaření bere v úvahu negativa konvenčního hospodaření a z ekologického hospodaření se pro potřeby výzkumu často vyčleňuje pastevectví, u kterého se mechanicky nezasahuje do půdního horizontu.

Výzkumy závislosti v půdě vázaného uhlíku a dusíku na způsobech zemědělského obdělávání ukázaly podobný výsledek jako studie minerálních půd a mineralizace. Bylo totiž zjištěno, že volné a vnitřně seskupené frakce organické hmoty dominovaly v různých stádiích rozkladu produktů sklizně, zatímco s minerály asociovaná organická hmota byla především mikrobiálního původu a v mikroagregátech tvořila nejstabilnější zásobu organické hmoty. [50] Vlivem kultivace půdy také dochází k poklesu koncentrace organické hmoty a k následné akumulaci aromatických uhlíkatých struktur vázaných na minerály. [51] Většina studií také potvrzuje, že konzervativní orba, která vede jen k malému rozrušování půdy, pomáhá chránit a akumulovat půdní organickou hmotu. Nicméně bez rozdílu intenzity vede obdělávání půdy ke snižování obsahu SOM. [50, 52] Dynamika půdní organické hmoty je také spojená se stabilitou půdních agregátů, nicméně je potřeba ještě stanovit stavbu a přeměnu různých frakcí SOM na čase a velikosti agregátů. [53] Každopádně právě velikost půdních agregátů může být ovlivněna půdním hospodářstvím.

Způsoby obdělávání zemědělské půdy ovlivňují strukturu a stabilitu jednotlivých frakcí organické hmoty. Signifikantní jsou především změny celkových koncentrací půdní organické hmoty v povrchové půdě do hloubky 10 cm a to z důvodu ponechávání nebo naopak odstraňování organických reziduí ze zemědělské výroby. [54] Lze tedy shrnout, že při hodnocení tohoto faktoru nelze vycházet jen z celkového obsahu uhlíku a dusíku, ale je potřeba sledovat strukturu, stabilitu a funkci půdního uhlíku, dále aktivní část půdní organické hmoty a indikaci změn pomocí adaptace jednotlivých půdních frakcí. Čím je zemědělská činnost intenzivnější a půda je vlivem orby členěna na menší agregáty, tím spíše ustupuje organická hmota a potřebné živiny je potřeba dodávat jiným způsobem.

3.3.2. Hnojiva používaná v zemědělství

Ze způsobů obdělávání zemědělské půdy vychází i druhy používaných hnojiv. Při konvenčním, tedy intenzivním hospodaření se uplatňují hlavně anorganická hnojiva doplněná o vápnění půdy. Ekologické a integrované zemědělství dává přednost spíše organickým hnojivům s obsahem huminových látek a dle potřeby je použito i vápnění. Přesun od anorganických k organickým hnojivům je veden předpokladem, že dlouhodobé používání anorganických hnojiv s vysokým obsahem fosforu, draslíku a dusíku vede sice ke zvyšování úrody, ale zároveň k vyčerpávání zemědělsky využitelné půdy. Hnojiva obecně ovlivňují nejen obsah živin v půdě, ale také půdní mikroorganismy, charakteristické vlastnosti půdy jako pH a obsahy iontů, emisi látek ve formě plynů, obsah organické hmoty a celkovou úrodnost půdy.

Díky studiu kolonií mikroorganismů, jejich struktury a funkcí bylo zjištěno, že hnojení fosfátovými a dusíkatými hnojivy nemělo ani po mnoha letech vliv na funkčnost a početnost kolonií, ale množství aplikovaného dusíku ovlivnilo snižování diverzity mikroorganismů. [55, 56] Navíc používání fosfátových hnojiv pro pěstování rostlin v půdách zasažených erozí a s nízkým obsahem živin má pozitivní vliv na opětovné rozšíření kolonií půdních mikroorganismů. Díky rhizosférickému efektu se totiž do půdy dostává více uhlíku a lépe se tak obnovuje půdní organická hmota a na to navázané kolonie mikroorganismů. [57] Tento efekt se uplatňuje v hloubce 10-100 cm. [58] Vzhledem k tomu, že komunita mikrobů je velmi významným činitelem při snižování míry degradace půdní organické hmoty, pak použití fosfátových hnojiv i s obsahem draslíku by mohlo sloužit u erodujících půd zasažených rozpadem organické hmoty k zajištění jejich stability. Dusíkatá hnojiva však v sobě zahrnují riziko snižování různorodosti mikroorganismů a navíc mikroorganismy v půdě nejsou schopny veškerý dusík zpracovat a přeměnit na organický, což vede k retenci dusíku ve vrchní vrstvě půdy a možnému vyplavování do vodních toků.

Hnojení anorganickými hnojivy je často nahrazováno nebo alespoň doplňováno o využívání organických hnojiv, jako jsou močůvka nebo hnůj. Při aplikaci močůvky byla zjištěna pouze krátká modifikace v délce max. 2 měsíců půdních charakteristik jako pH (okyselení), elektrická vodivost, množství NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ . Močůvka se vyznačuje vysokým obsahem iontů NH_4^+ , které jsou postupně oxidovány na pro rostliny důležité NO_3^- ionty. Navíc hnojení močůvkou nezvyšuje uvolňování uhlíku ve formě CO_2 do atmosféry, ale významný je nárůst emise N_2O , což může být dáno nárůstem biomasy v půdě. [59] Obdobné jsou výsledky aplikace hnoje. Přesto jsou obě formy organických hnojiv nedocenitelné při doplňování zásob půdního dusíku.

Integrovaná forma zemědělského obhospodařování půdy nejčastěji využívá kombinace anorganických a organických hnojiv, což vede k nárůstu obsahu organické hmoty, alkalického dusíku, fosforu a draslíku. Zároveň díky organickým hnojivům dochází ke snižování objemové hmotnosti zeminy a zvyšuje se i schopnost půdy zadržovat vodu. [60] Co se týká půdního uhlíku, pak aplikace organických hnojiv v kombinaci s anorganickými znamená větší množství zásob uhlíku v půdě a to jak labilních, tak stabilních, přičemž množství stabilního uhlíku je výrazně vyšší. [61] U dusíku záleží, jaký je jeho zdroj, pokud pochází z anorganických dusíkatých hnojiv, pak je rychle a snadno dostupný pro rostliny, ale zároveň je rychle vyplavován. Pokud pochází z organických hnojiv, pak je uvolňovaný pomalu a v půdě může být v zásobě delší dobu. [62] Celkově má kombinování obou typů hnojiv lepší výsledky jak do výživnosti půdy, tak do zlepšení stability půdní organické hmoty.

Navíc celkové množství uhlíku po aplikaci organických hnojiv alespoň ve vrchních vrstvách půdy roste, což pozitivně ovlivňuje obsah i stabilitu půdní organické hmoty.

Shrnutí vlivu různých typů hnojiv, stejně jako způsobů obhospodařování lze najít ve švýcarské studii Maltase a kol. [63], v níž byla kombinována anorganická a organická hnojiva s obděláváním půdy o vysoké a nízké intenzitě. Bylo zjištěno, že na celkový obsah organické hmoty v půdě a na chemické vlastnosti půdy nemá zvolený způsob hnojiva nebo formy obdělávání významný vliv. Každopádně používání organických hnojiv je viděno jako šetrnější k životnímu prostředí. Navíc výhodou organických hnojiv a integrovaného, příp. ekologického zemědělství je dlouhodobé zachovávání živin a úrodnosti půdy. Hnojení, ať už anorganickými fosfátovými nebo organickými hnojivy, se zdá být příznivé pro zachování, stabilitu a dokonce i obnovu půdní organické hmoty.

4. METODY VÝZKUMU PŮDNÍ ORGANICKÉ HMOTY

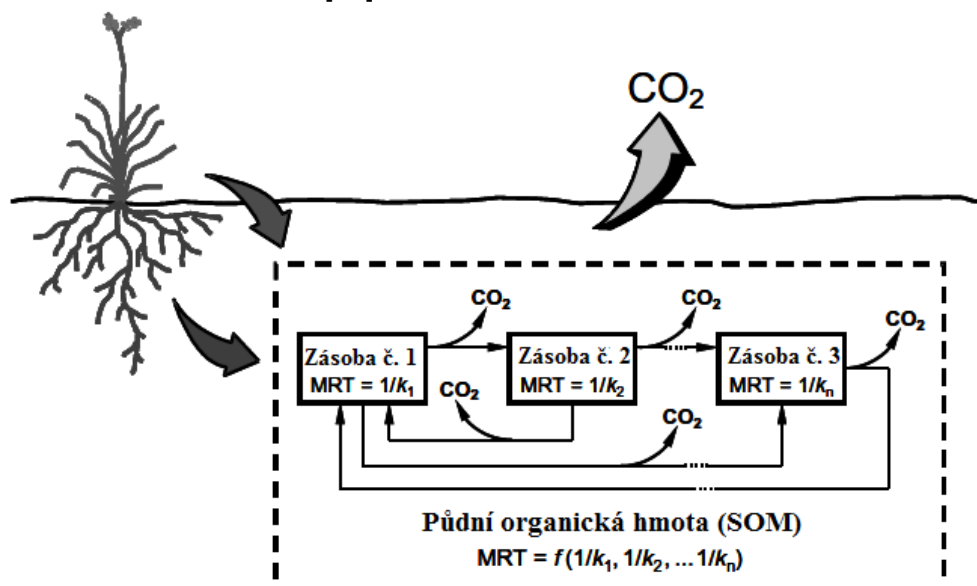
Praktický výzkum půdní organické hmoty má vždy několik fází. S ohledem na výzkumné cíle jsou vyhledány vhodné lokality pro odběr vzorků půdy a vzorky jsou odebrány v požadované hloubce. Vzorky půdy pro účely studia organické hmoty lze odebírat od povrchových vrstev půdy až po matečnou horninu, je však třeba mít na paměti, že zpravidla s větší hloubkou roste mineralizace organické hmoty. Velká část půdní organické hmoty je však shromážděna v zásobách (tzv. „pools“). Pro studium vývoje organické hmoty je vhodné nejprve zjistit míru fluktuace hmoty v těchto zásobách. Samotné rozdělování SOM dle jednotlivých zásob má velký význam pro porovnávání jejích vlastností v rámci různých vědeckých studií. Každá zásoba SOM je charakterizována nejen velikostí a hustotou složek, ale také mírou fluktuace, původem (rostlinný vs. mikrobiální) a chemickým aspektem (velikost molekul, funkční skupiny apod.)

Dalším krokem je popis zkoumané organické hmoty, ke kterému se využívají fyzikální nebo chemické metody extrakce a případně i jejich kombinace. Fyzikální metody dělení směsi látek na frakce spočívají v narušení struktury, vazeb a prostorového uspořádání mezi půdními částicemi. Chemické metody umožňují extrahovat organickou hmotu v kapalné i pevné fázi a oddělit ji od anorganických půdních složek. Kombinace obou technik se často uplatňuje tam, kde jsou organické složky navázány na minerální půdu.

Poté, co je organická hmota z půdního vzorku extrahována, se uplatňují jednotlivé analytické metody. I když to tak nemusí být vždy, protože pyrolýze, na kterou navazuje plynová chromatografie, resp. hmotnostní spektrometrie nemusí extrakce organických látek ze SOM předcházet. Kvantitativních a kvalitativních analytických metod se dá při výzkumu půdní organické hmoty použít celá řada. Ze současných výzkumů však vyplývá, že nejužitečnějšími a nejlépe použitelnými jsou nukleární magnetická rezonance (NMR) a pyrolýza s navazující hmotnostní spektrometrií, příp. plynovou chromatografií (Py-FIMS, Py-GC-MS). Návrat mezi oblíbené techniky lze zaznamenat i u infračervené spektrometrie, kde se jako výhodné ukázalo doplnění o Fourierovu transformaci.

4.1. Míra fluktuace

Míra fluktuace půdní organické hmoty, resp. obsažených elementárních prvků jako C, N, P, je určena rovnováhou mezi vstupy a výstupy těchto prvků z/do zásob. Tento cyklus je zobrazen v Obrázku č. 3. [64]



Obrázek 5: Míra fluktuace půdní organické hmoty [64]

Míra fluktuace se často počítá jako průměrný čas, po který daný prvek zůstává v zásobě (MRT = mean residence time) nebo také jako poločas rozpadu $T_{1/2}$. Pokud je použita hodnota MRT, pak je měřen buď průměrný čas, po který prvek, resp. konkrétní organická hmota zůstávala v zásobě ve stabilním stavu nebo jde o průměrný čas potřebný k úplné obnově stabilního obsahu dané zásoby. [64] Hodnota průměrného času, po který zůstává organická hmota v poolu je určena obrácenou hodnotou k , což je míra rozkladu. Poločas rozpadu vypovídá o čase potřebném pro rozklad poloviny právě existující zásoby organické hmoty v dané zásobě.

Pro stanovení míry fluktuace půdní organické hmoty se obvykle používá jedna ze čtyř základních metod, jimiž jsou [65]:

- a) Studie rozkladu
- b) Přirozené označování stárí pomocí stanovení stabilního nuklidu ^{13}C
- c) *In situ* označování pomocí ^{14}C (technika vychází z bombardování)
- d) Technika datování ^{14}C .

Studium rozkladu biologického odpadu se používá ke kvantifikaci krátkodobého rozkladu, tedy ke stanovení míry fluktuace v aktivní zásobě, která je silně závislá na kvalitě organických zbytků. Pokud je cílem studia zemědělská činnost člověka, pak je vhodnější sledování isotopu ^{13}C . Důvodem je, že tato metoda umožňuje zjistit v řádech měsíců až sta let, zda na dané půdě byly pěstovány např. rostliny C3 nebo C4.² Pokud existují dlouhodobé

² Podle způsobu využívání světelné energie lze rostliny rozdělovat na C3 a C4. Během fotosyntézy reaguje u C3 rostliny (většinou rostliny mírného pásu) oxid uhličitý s ribuloza-1,5-bisfosfátem za vzniku tříuhlíkatého 3-fosfoglycerátu a u C4 rostlin (rostliny tropického a subtropického pásu) reaguje s oxidem uhličitým fosfoenolpyruvát za vzniku čtyřuhlíkatého oxalacetátu. Mezi rostliny C3 patří pšenice, žito, ječmen, oves a mezi rostliny C4 lze začlenit kukuřici, cukrovou třtinu nebo proso.

chronologické záznamy měření, pak je teoreticky možné vypočítat rozklad organické hmoty z přírodních zdrojů a z člověkem obhospodařovaných rostlin. Také je to vhodná metoda pro oddělení nových a starších částí půdní organické hmoty.

Další dvě techniky datují stáří půdní organické hmoty pomocí nuklidu ^{14}C . Metoda *in situ* je starší a její původ sahá do padesátých let, kdy byly zkoušeny první termonukleární bomby a při experimentech byla pozorována oxidace ^{14}C na $^{14}\text{CO}_2$, který byl následně zpracován rostlinami. [66] Fluktuace v takovýchto poolech pak mohla být určena v rozsahu od sezón až tisíciletí. Poslední technika datování ^{14}C je omezena poločasem přeměny nuklidu ($t_{1/2} = 5\,570$ let) a lze ji aplikovat pouze na organickou hmotu s unikátní, homogenní fluktuací v rozmezí 200-40 000 let. [65] Žádná z těchto čtyř technik však nezahrnuje případ, kdy je substrát obohacen o ^{13}C , ^{14}C a/nebo ^{15}N . [64] Tato možnost je výhodná tam, kde je rozklad půdní organické hmoty studován ve velmi krátkém čase, v řádech 1-5 let. [64] Celkově jsou však nejpoužívanější první dvě techniky, tedy studium rozkladu půdní organické hmoty v krátkém čase a určování stáří pomocí ^{13}C .

4.2. Způsoby extrakce

4.2.1. Fyzikální metody extrakce

Fyzikální metody extrakce půdní organické hmoty jsou založeny hlavně na třídění složek dle jejich velikosti a hustoty. V současných odborných textech je možné se setkat s řadou různých dělení i různými názvy pro obdobně klasifikované typy frakcí. Tato nesourodost v nomenklatuře je patrně způsobena neustálým a již desítky let trvajícím vývojem způsobu rozdělení organické hmoty dle fyzikálních vlastností. Častými pojmy, se kterými se lze setkat jsou „volná mobilní frakce“, „lehká okluzní frakce“, „hutná frakce“ nebo „zagregovaná frakce“. Na uvedených příkladech označování lze vidět, že se často míchají vlastnosti jako hustota a velikost částic s volností, resp. vázaností na jiné složky a komplexy v půdě. Jedno z přehledných rozdělení do ucelených skupin dle těchto kritérií je shrnuto v Tabulce č. 2 a vychází z Dexterova (1988) hierarchického modelu agregace půdy, který poprvé popsal, že se primární půdní částice sdružují do vloček, mikroagregátů a makroagregátů. [67]

Tabulka 2: Klasifikace frakcí půdní organické hmoty [68]

	Velikost částic	Popis
Nekomplexní organická hmota (není vázána na minerály)	nejsou rozeznávány částice	Volná
		okluzní (uzavřená v agregátech)
Primární organo-minerální komplexy	<2 μm	velikost odpovídá jílovité půdě
	2-20 μm	velikost odpovídá hlinité půdě
	20-2000 μm	velikost odpovídá písčité půdě
Sekundární organo-minerální komplexy	<250 μm	Mikroagregáty
	>250 μm	Makroagregáty

Nekomplexní organická hmota často obsahuje spory, hyfy, semena nebo zvířecí kostry. Jejím základem jsou jen částečně rozložené organické zbytky, proto tvoří jakousi

přechodovou fází mezi organickým odpadem v půdě a organickou hmotou. Kromě toho se může jednat také o organickou hmotu v půdách často zasahovaných požáry, kde neprobíhá rozklad zcela přirozeně. [69] Dělí se na volnou, kdy jsou organické částice volně obsaženy v půdě a na okluzní, kdy jsou tyto částice zachyceny v agregátech a jsou jimi fyzicky chráněny.

U primárních a sekundárních organo-minerálních komplexů³, jak již vyplývá z názvu, jsou jednotlivé částice navázány na minerály obsažené v půdě. Rozdíl však spočívá v tom, že různě velké částice v primárních komplexech jsou svázané pouze s minerálem a jinak jsou podobné volné hmotě, zatímco sekundární komplexy jsou spojeny s minerály a zároveň zachyceny v agregátech. Mikroagregáty a makroagregáty charakterizuje, kromě jejich velikosti, také míra složitosti, neboť obsahují nejen organickou hmotu vázanou na minerály, ale i nekomplexní organickou hmotu, mikroorganismy nebo kořeny rostlin.

Dále lze říci, že k fyzikální stabilitě půdní organické hmoty přispívají právě sekundární organo-minerální komplexy a to právě shlukováním hmoty do různě velkých agregátů. K chemické stabilitě pak svou vazbou na minerály přispívají i menší částice zahrnuté zde pod primární organo-minerální komplexy. Naopak volná, nekomplexní organická hmota má snahu se v půdě pohybovat a destabilizovat ji a tím vlastně přispívat k její přeměně.

K teorii týkající se rozčleňování frakcí organické hmoty do skupin dle velikosti shlukování se vztahují také mechanismy agregace. Jde vlastně o tři druhy činitelů, kteří drží půdní částice pohromadě v jednotlivých typech frakcí. Činitele ovlivňující agregaci a jejich vlastnosti shrnuje Tabulka č. 3.

Tabulka 3: AgregáčnÍ činitelé [70, 71]

Typ frakce	Velikost	Agregační činitelé	Vliv
Složky vázané i nevázané na minerály o malé velikosti	<20 µm	<ul style="list-style-type: none"> • vodíkové můstky • van der Waalsovy síly • huminové látky spojené s kovovými ionty u větších částic 	Dlouhodobý
Mikroagregáty	<250 µm	<ul style="list-style-type: none"> • extracelulární polysacharidy produkované bakteriemi, plísněmi a rostlinami 	Přechodný
Makroagregáty	>250 µm	<ul style="list-style-type: none"> • vlákna hub • kořeny rostlin 	Dočasný

Metody extrakce na základě fyzikálních vlastností složek půdní organické hmoty mohou mít za cíl jednak separaci jednotlivých složek a také identifikaci konkrétní složky, neboli činitele, který je za danou strukturu organické hmoty zodpovědný. U komplexů je to zpravidla právě konkrétní minerál, např. oxidy železa - jejich funkce byla popsána v části věnované faktorům (viz. Kapitola 3.2.2.). Fyzikální metody lze používat buď samostatně, nebo současně s metodami chemickými. Vzhledem k velikosti částic, které jsou předmětem studia, je zapotřebí, aby bylo mechanické rozrušení vzorků jemné a byly zachovány agregáty, pokud

³ Primární a sekundární organo-minerální komplexy jsou také často označovány jako těžká frakce, zatímco nekomplexní organická hmota se nazývá lehká frakce nebo partikulární organická hmota (POM). [65]

je daný vzorek obsahuje. K frakcionizaci lze použít suché⁴ i mokré prosévání, disperzi pomocí ultrazvuku (ve vodě), separaci na základě rozdílných hustot (použití kapaliny se střední hustotou) nebo sedimentaci. K získání organo-minerálních komplexů se jako velmi efektivní ukazuje metoda kombinace protřepávání a ultrazvukových vibrací. [65] Popis jednotlivých metod, které jsou v souvislosti se separací složek půdní organické hmoty používány, je uveden níže. Cílem bylo také identifikovat vhodnost metod ve vztahu k typu frakce, která má být ze vzorku separována. Uvedená typizace není ovšem striktní a mnohdy závisí na následném použití chemických metod.

Mokrý prosévání

Metoda je vhodná k rozdělování různých složek u suspenzí a také ji lze použít k obecnému odhadu stability půdy a vodotělnosti půdních agregátů. Konkrétně u půdní organické hmoty lze pomocí mokrého prosévání izolovat většinu makroagregátů, aniž by byly narušeny mikroagregáty ve velikosti 53-250 μm . [65]

Kandeler [72] ve své práci navrhuje použití mokrého prosévání k separaci frakcí o velikosti 1-2 mm. Vzorek je nejprve usušen při laboratorní teplotě, pak je za mokra proséván po dobu 5 minut, následně usušen při 105 °C a do vychladnutí uchován v exsikátoru. Na mokré prosévání pak navazuje některá z chemických metod, například extrakce pomocí $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$.

K samotnému mokrému prosévání lze použít řadu přístrojů od různých výrobců, jejichž princip je podobný a ukázka jednoho z nich je na Obrázku č. 4. Jak je patrné z obrázku jde zpravidla o řadu sítí naskládaných na sobě, jimiž hmota postupně dle své hrubosti propadává a pomocí použitých sítí lze oddělit částice o velikosti v rozmezí 20 μm až 25, resp. 40 mm.



Obrázek 6: Aparatura pro mokré prosévání

Ultrazvuk a jeho alternativy

Ultrazvuk je jednou z nejpoužívanějších a nejběžnějších metod, jak narušit strukturu hmoty. Metoda je vhodná pro agregáty o velikosti <20 μm , které jsou velmi stabilní a pouze ultrazvukové vibrace je naruší. Jakmile však velikost agregátů klesne pod 2 μm , nelze jejich

⁴ Suché prosévání je méně vhodné, neboť ve vzorcích s malou velikostí částic mají tyto částice tendenci se shlukovat a suché prosévání je tak obtížnější a je vhodné přistoupit k mokrému prosévání.

strukturu rozrušit ani ultrazvukem. [65] Principem této metody je produkce ultrazvukových vibrací, jejichž energie vyvolá vytváření dutin v suspenzi vzorku. Poté, co dojde ke kolapsu takto vzniklých dutin, naruší vzniklá šoková vlna vazby mezi jednotlivými částmi agregátu. [71] Problémem této metody je, že nelze dopředu přesně určit jakou energii a po jakou dobu by se na konkrétní vzorek mělo ultrazvukem působit. Nastavení procesu totiž závisí na specifických charakteristikách daného vzorku a je proto nutné vyzkoušet různá nastavení a pro konkrétní studii si pak zvolit optimální.

Kromě toho bylo pozorováno několik nepříznivých vlivů použití ultrazvukových vln na půdní organickou hmotu. Patří mezi ně narušení primárních částic hmoty, abraze jílovitých částic, redistribuce a vydělení SOM z organo-minerálních komplexů a také SOM pocházející z činnosti mikroorganismů, mírné zvýšení pH a zvýšení rozpustnosti hmoty. Alternativou k ultrazvuku je protřepávání, ať už manuální nebo na mechanických třepáčkách. Tato metoda je jemnější než ultrazvuk. Úskalími této metody však jsou abraze primárních částic při vysoké rychlosti třepání podobně jako u ultrazvuku a naopak ani dlouhé manuální třepání nezaručí dostatečnou dispergaci složek. Případné protřepávání s polymerními sloučeninami (pryskyřicemi) sice umožňuje dostatečnou dispergaci vzorku, ale jeho aplikace je omezena reakcemi polymeru s půdní organickou hmotou. [71] Všeobecně není protřepávání doporučováno pro získání primárních organo-minerálních komplexů. Zatímco ultrazvukové vibrace použité na vzorek půdní organické hmoty ve vodě se zdají být k separaci těchto komplexů ideální, i když je zároveň izolováno i malé množství složek, které komplexy netvoří.

Separace na základě rozdílných hustot a sedimentace

Separace na základě rozdílných hustot je metoda vhodná k oddělení lehké a těžké frakce půdní organické hmoty. Jsou tak odděleny složky, které netvoří komplexy s minerály a organo-minerální komplexy. Navíc tato metoda může pomoci při identifikaci aktivních a pasivních poolů. Lehká frakce s hustotou $<1,6\text{--}2,0\text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ se sestává zpravidla z rostlinných zbytků a tvoří ji partikulární, volná partikulární nebo okluzní partikulární organická hmota. [68] Lehká frakce tedy vypovídá o aktivním poolu.

Postup separace na základě rozdílných hustot jednotlivých frakcí je poměrně jednoduchý. Vzorek půdy je rozptýlen ve vhodném roztoku o střední hustotě⁵ a pak je ve zkumavce doplněn tímto roztokem. Opatrným rozptýlením vzorku v roztoku se zamezí rozbití agregátů, které by mohlo být důsledkem úniku vzduchu zachyceného v pórech agregátů při rychlém zalití vzorku roztokem. Jako vhodné roztoky k separaci frakcí půdní organické hmoty byla dříve často používána organická činidla jako tetrabromethan, tetrachlormethan nebo bromoform. Vzhledem k jejich toxicitě se dnes nahrazují vodnými roztoky anorganických solí, jako jsou Mg_2SO_4 , ZnBr_2 , NaI , $\text{Na}_6(\text{H}_2\text{W}_{12}\text{O}_{40})$ nebo komerční roztok vodního skla a koloidní kyseliny křemičité (LUDOX). [65] Vzorky ve zkumavkách s vhodným činidlem o střední hustotě jsou pak umístěny do odstředivky. Podobně jako u ultrazvuku není nastavení odstředivání přesně dané, ale je potřeba ho vždy optimalizovat pro konkrétní zkoumaný

⁵ Vhodný roztok je zvolen tak, aby jeho hustota odpovídala hustotě, která leží na středu mezi hustotami lehké a těžké frakce půdní organické hmoty. Zároveň je třeba přihlížet k tomu, jaká složka má být separací získána, aby nebyl zvolen roztok reagující právě se separovanou složkou.

vzorek. Po odstředění je lehká frakce opatrně i s částí použitého roztoku činidla odebrána z horní části zkumavky a filtrací se odstraní použité činidlo.

Bez využití speciálního činidla lze použít i sedimentaci v gravitačním nebo odstředivém poli. Takto upravený vzorek je pak vhodný k dalším analýzám, ať už chemickým, mikroskopickým nebo mikrobiologickým. Každá ze sedimentačních vrstev zpravidla obsahuje jak nekomplexní, tak organo-komplexní složky a nerozložené zbytky.

Magnetická separace

Principem magnetické separace je adsorpce studované sloučeniny na magnetické částice použité při separaci. Následným krokem pak je vyjmutí takto vytvořeného komplexu z původního vzorku a jeho další analýza. Při studiu půdní organické hmoty se nejčastěji využívá vysokogradientová magnetická separace (HGMS). Ta je vhodná především k izolaci půdní organické hmoty stabilizované oxidy železa.

Základem HGMS v laboratorním uspořádání je umístění kolony vyplněné feromagnetickou matricí (ocelovou vlnou) mezi póly silného permanentního magnetu. Kdy v těsné blízkosti matrice dochází ke vzniku velmi silných lokálních gradientů magnetického pole, jež zachycují i velmi malé magnetické částice při průchodu suspenze kolonou. Takto zachycené částice lze z kolony vymýt po jejím vyjmutí z magnetického pole. [73]

Oxidy železa stabilizují půdní organickou hmotu, a proto lze touto metodou získat poměrně „staré“ vzorky půdní organické hmoty. Zároveň však bylo zjištěno, že obsah uhlíku v takto získaných vzorcích je poměrně nízký, což může být způsobeno vysokým stupněm krystalizace oxidů v této půdní složce a tedy nízké sorpční kapacitě vzorků. [65] Doposud byla tato separace používána hlavně na vzorcích půdní organické hmoty z tropů, takže potenciál takovéto separace v našich podmínkách, případně omezení použití není zdokumentováno. Nicméně možnosti této metody a možný rozsah jejího využití se mohou stát zajímavým předmětem dalších výzkumů.

4.2.2. Chemické metody extrakce

Chemické metody extrakce mohou probíhat ve vodných roztocích s obsahem elektrolytů, v organických rozpouštědlech nebo v různě koncentrovaných kyselých a zásaditých roztocích. Mohou být také založeny na oxidovatelnosti půdní organické hmoty nebo na rozpadu její minerální fáze. Někdy jsou mezi postupy chemické extrakce řazeny i práce s rozpuštěnou organickou hmotou (DOM), z níž lze pomocí difuze a konvekce získat skoro všechny půdní složky. Rovněž se do této skupiny řadí metody zjišťující velikost zásobárny uhlíku vytvořeného mikrobiální biomasou (tzv. microbial biomass carbon), jako je vykuřování chromoforem.

Nejdůležitějšími a nejvíce využívanými způsoby chemické extrakce však jsou alkalické extrakce a extrakce založené na využití roztoků solí a kyselin. Huminové sloučeniny se často získávají pomocí NaOH a $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$, příp. organickými rozpouštědly, ale lze je extrahovat také díky hydrolýze horkou vodou nebo kyselinami HCl a H_2SO_4 . K oxidaci půdní organické hmoty se nejčastěji používá manganistan draselný, ale k dokončení této oxidace je zapotřebí buď vysoce energického UV záření (High-energy ultraviolet photooxidation) nebo degradace vlivem peroxidu vodíku či peroxodisíranu sodného ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$). Pokud má být cílem destrukce

minerální fáze půdní organické hmoty, pak toho lze dosáhnout pomocí kyseliny fluorovodíkové nebo oxidační degradací disiřičitany a oxaláty. [65] Chemických metod extrakce je tedy celá řada a často se úspěšně používají v různých sekvencích, kdy se začíná od jemnějších metod a selektivních činidel a končí se obvykle alkalickou extrakcí, která je nejstarší a doposud nejvyužívanější metodou.

Alkalická extrakce

Tato metoda je nejčastěji aplikovaným způsobem chemické extrakce a používá ji přes 95 % výzkumníků SOM. Cílem je získat z půdní organické hmoty huminové a fulvinové kyseliny, které jsou často předmětem výzkumů. Obvykle se tato extrakce provádí pomocí zředěných hydroxidů, zvláště roztoku 0,1-0,5 M NaOH. Výhodou použití takto zředěného hydroxidu je poměrně snadné získání huminů, huminových kyselin a fulvinových kyselin. Pokud je alkalický extrakt okyselen na $\text{pH} < 2$, pak nerozpustné huminy zůstávají v půdě (v pevné složce), huminové kyseliny koagulují⁶ a fulvinové kyseliny díky své rozpustnosti v zásadách i kyselinách zůstávají v roztoku. [74]

Přesto má tato metoda řadu kritiků, kteří se domnívají, že takto získané látky jsou chemicky i fyzikálně odlišné od organických materiálů vyskytujících se přirozeně v půdě. Jejich názory shrnuje práce Stevenson [52] do čtyř základních bodů, jimiž jsou:

- a. Rozpuštění minerálního křemíku.
- b. Rozpuštění protoplazmatických a strukturálních složek čerstvých organických zbytků a jejich následné smíchání s huminovými extrakty.
- c. Při ponechání extraktu delší dobu na vzduch může docházet k auto-oxidaci některých organických složek.
- d. V alkalických roztocích dochází k dalším chemickým změnám, zejména ke kondenzaci mezi aminokyselinami a skupinami $\text{C}=\text{O}$ redukovaných cukrů a chinonů.

Nicméně pokud je cílem práce zkoumat huminové sloučeniny obsažené v SOM, pak jsou první dva body ve vztahu k chemické struktuře těchto sloučenin nepodstatné a další dva body se dají minimalizovat extrakcí v atmosféře dusíku. [74] Navíc chemická nebo molekulární struktura vypovídá o základním složení sloučenin, tedy o molekulové váze, funkčních skupinách, alifaticitě nebo aromaticitě řetězce, reaktivitě, možném původu, rozkladu, ekologických funkcích a proto jsou produkty alkalické extrakce jako huminy, huminové kyseliny a fulvinové kyseliny cílem mnoha výzkumů věnujících se vlastnostem a stabilitě SOM.

Kromě hydroxidu sodného se k alkalické extrakci používá také roztok 0,1-0,5 M Na_2CO_3 . Zvláště pokud je cílem extrahovat co největší množství organické hmoty z půdy, pak je vhodná opakovaná extrakce ze vzorku a případné vyluhování v roztoku HCl, při kterém jsou odstraněny vícevazné kationty, např. kationty vápníku. Nevýhodou takto opakované extrakce je odstranění části organické hmoty ve formě nízkomolekulárních fulvinových kyselin, přesto je výsledkem tohoto procesu získání asi dvou třetin organické hmoty obsažené v půdě. [52] Zároveň pro tento způsob extrakce platí stejná doporučení jako pro používání hydroxidu

⁶ Má se za to, že rozpustnost huminových látek v zásaditých roztocích je způsobena konverzí kyselých složek na ionty a následným zformováním fyzikálního roztoku ve vodném roztoku. [52]

sodného. Měla by probíhat co nejkratší dobu, aby se zamezilo chemickým změnám sloučenin a vhodná je i ochranná atmosféra dusíku.

Mimo extrakce huminů a huminových a fulvinových kyselin se alkalická extrakce používá také k získání specifických sloučenin. K extrakci hydrofobních sloučenin obsažených v organické hmotě v půdě lze použít roztok isopropanolu s amoniakem v poměru 7:3, který je účinnější než samotná organická rozpouštědla jako hexan, dichlormethan, toluen nebo isopropanol. [75] Případně lze použít kombinaci methanolu s hydroxidem draselným. [76] U obou extraktů dominují alkanové kyseliny, α,ω -hydroxy kyseliny, aromatické sloučeniny a alkoholy, přičemž směs isopropanol: NH_3 je lepší, co do získaného množství, a směs metanol:KOH extrahuje více hydroxy kyselin.

Nicméně oblíbenější a zpravidla i efektivnější jsou sekvenční extrakce, kdy se postupně využívá řada činidel. Příkladem může být sekvence 0,1 M dekahydrát tetraboritanu sodného (borax) $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10 \text{H}_2\text{O}$, 0,1 M $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ a 0,1 M NaOH pro extrakci organické hmoty vázané na minerální složky půdy. Borax může být v této sekvenci nahrazen difosforečnanem tetrasodným, který extrahuje především vícevázné kationty kovů, které půdní organickou hmotu stabilizují, jako jsou Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{3+} nebo Al^{3+} . [77] Použití boraxu nebo difosforečnanu tetrasodného před alkalickou extrakcí tedy umožňuje získat slabě vázané organo-minerální komplexní sloučeniny. Naopak extrakce pomocí $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ a následně 0,1 M NaOH se dá dobře využít při zbavování půdy oxidů železa.

Ostatní činidla vhodná pro chemickou extrakci

Kromě uvedených alkalických roztoků lze organickou hmotu extrahovat i jemnějšími činidly, která jsou často selektivní a je výhodné je použít před alkalickou extrakcí.⁷ Patří mezi ně neutrální soli minerálních a organických kyselin jako roztoky $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$, EDTA nebo organická komplexotvorná činidla ve vodném roztoku jako acetylaceton (pentan-2,4-dion) nebo roztoky obsahující kyselinu fluorovodíkovou v kombinaci s některým z organických rozpouštědel.

Největší využití má roztok 0,1 M difosforečnanu tetrasodného při 7-9 pH. Roztok této soli vede ke zvýšení schopnosti aniontů reagovat s víceváznými kationty obsaženými v organické hmotě, čímž vytváří rozpustnou sůl organické hmoty, jak popisuje Rovnice č. 2 (R označuje organickou hmotu bez COOH skupin). [74]



Roztok $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ se používá k extrakci huminových sloučenin, i když huminové kyseliny bývají často znečištěny Fe a Al a také k získání organo-minerálních komplexů. [52, 74]

Také použití bezvodé mravenčí kyseliny, která je polární sloučeninou, má své výhody. Nedochozí k oxidaci nebo hydrolytickým reakcím a navíc je mravenčí kyselina dobrým rozpouštědlem (vč. polysacharidů). Nevýhodou je extrakce velkého množství anorganických sloučenin z půdy, jako jsou Ca, Fe, Al a proto je vhodnější pro málo huminové půdy. [52]

Dále se s úspěchem používají organická chelatotvorná činidla jako acetylaceton, které jsou výhodné k získání organické hmoty z iluviálního půdního horizontu. K získání volných

⁷ Jemnější činidla se používají také při extrakci organických sloučenin z DOM. Příkladem je sekvence směsi trichlormetanu, acetonu a vody, následné promíchání s 1 M HCl v atmosféře dusíku, protřepání s diethyletherem a neutralizace v 0,1 M NaOH. [78]

půdních tuků se s úspěchem aplikují organická rozpouštědla a jejich směsi jako chloroform, dichlormethan, chloroform:metanol, chloroform:aceton. Extrahovat uhlík obsažený v SOM lze také destilovanou vodou a to ve dvou krocích, jak uvádí Ghani a kol. [79] V prvním kroku je vodou o laboratorní teplotě vyextrahován uhlík pocházející z nerozložených rostlinných a živočišných zbytků, označovaný jako ve vodě rozpustný uhlík (WSC). Ve druhém kroku je vodou o teplotě 80 °C a několika hodinovém luhování získán z labilních složek SOM uhlík extrahovatelný horkou vodou (HWC).

Oxidace SOM

Vedle alkalických extrakcí je oxidace půdní organické hmoty asi nejvyužívanější metodou extrakce. Díky různým typům oxidace lze stanovit nejen obsah organické hmoty v půdě, ale především zjistit přítomnost a množství půdního organického uhlíku (SOC) v daném vzorku. Oxidaci lze provádět buď na mokré, nebo na suché cestě.

Oxidace na mokré cestě se nejčastěji provádí Chanovou a kol. [80] modifikací Walkley-Blackovy metody, která je stejná jako Tjurinova metoda. [81] Jejím principem je oxidace organického uhlíku ve směsi $K_2Cr_2O_7$ v H_2SO_4 s indikátorem o-fenantrolinem, kdy je nespotřebované činidlo stanoveno titračně pomocí Mohrovy soli $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2$.⁸ Obdobě lze použít i neutrální $KMnO_4$, avšak jak už bylo uvedeno na začátku Kapitoly 4.2.2., tato metoda musí být doplněna o použití UV záření nebo peroxodisíranu sodného. Jinak u manganistanu draselného se má za to, že ho lze použít k extrakci poměrně širokého množství organických látek ze SOM, ale možnosti v této oblasti ještě nejsou více prozkoumány. Mezi další sloučeniny, které lze použít k oxidaci půdní organické hmoty, patří chroman sodný $NaClO$ nebo peroxid vodíku H_2O_2 . Těmito činidly lze ovšem získat pouze organické sloučeniny, které nejsou vázány na minerály.

Oxidace suchou cestou může být provedena přímo žiháním (metoda nazývaná též „Loss-on-Ignition“, zkráceně LOI), kdy se obsah půdní organické hmoty stanoví po spálení vzorku v muflové peci při teplotě do 530 °C rozdílem hmotností. Nebo se použije metoda nepřímá, kdy se vzorek spaluje v proudu kyslíku při asi 1 800 °C (CHN- a CNS- analyzátoři), plyny se jímají a kromě množství půdní organické hmoty, lze ve vzorku stanovit i obsah H, O, N a S. Pro stanovení obsahu organického uhlíku se zdá být oxidace suchou cestou s čidlem pro množství unikajícího oxidu uhličitého přesnější než oxidace mokrou cestou.

4.2.3. Biochemické metody extrakce

Předmětem studia biochemických metod jsou mikroorganismy žijící v půdě, jejichž populace mají přímý vliv na kvalitu půdy a tedy i stabilitu půdní organické hmoty. Mikroorganismy jsou zvláště zodpovědné za přeměnu SOM a cyklus živin v půdě. Biochemické metody umožňují sledovat jejich aktivitu, ale i množství vyprodukovaného uhlíku, resp. dusíku.

Celkový obsah biomasy v půdě je charakterizován množstvím organického uhlíku extrahovatelného z buněk biomasy, tzv. „microbial biomass carbon“ (MBC). Jeho hodnota není závislá na aktuálním stupni aktivity biomasy ani na druzích mikroorganismů žijících

⁸ Někdy se tato metoda označuje též jako chemická spotřeba kyslíku a lze u ní dosáhnout oxidace až 75 % organického uhlíku. [81]

v dané komunitě a proto se používá jako charakteristika míry mineralizačních procesů. [81] Relevantní a nejvíce používanou metodou je v tomto případě fumigace chloroformem. Během této fumigačně-extrakční metody se lyzují buňky mikroorganismů a extrahuje se čerstvá organická hmota (např. síranem draselným). [82] Kvantitativně se stanoví jak množství uhlíku obsaženého v mikrobiální biomase, tak množství uhlíku obsaženého v neživé půdní organické hmotě. Metoda je poměrně přesná, ale nevypovídá o kvalitě SOC.

Mezi metody popisující kvalitu půdní organické hmoty ve vztahu k biologickým faktorům patří respirometrický test nebo biochemická spotřeba kyslíku (BSK). Respirační aktivita odpovídá množství vyprodukovaného CO₂ půdní mikroflórou ve stanoveném čase, což odpovídá bazální respiraci. Případně lze ke studovanému vzorku přidat substrát, např. glukózu a sledovat substrátem indukovanou respiraci, tzv. potenciální respiraci. [82] Měřením respirace je zjištěn aktuální stav mikroorganismů ve vzorku a také jejich mineralizační kapacita. Biochemická spotřeba kyslíku je metoda, která se nejčastěji používá při analýze vod. Nicméně Kolář a kol. [83] upravili tuto metodu k posuzování kinetiky mineralizace rozložitelné půdní organické hmoty. Díky měření biochemické spotřeby kyslíku ve vakuu manometrem tak lze sledovat jak kvantitativní (množství vytvořeného CO₂), tak kvalitativní charakteristiky vzorku. Metoda je však časově náročná a vyžaduje 360 cyklů pro jeden vzorek. Biochemických metod je opět celá řada, ale nejvíce využitelné při hodnocení stability půdní organické hmoty se ukázaly být tyto tři postupy.

4.3. Analytické metody

Při studiu půdní organické hmoty se metody analytické chemie používají především ke zjišťování kvalitativních charakteristik SOM. Nicméně některé z technik umožňují zjistit i množství konkrétních organických sloučenin ve vzorku. Využití nacházejí jak metody optické, zvláště nukleární magnetická rezonance, tak chromatografické a termické metody.

Z optických mají největší využití spektrální metody infračervená spektrometrie (IR) a nukleární magnetická rezonance (NMR) a jen velmi okrajově se používá rentgenová fotoelektronová spektroskopie (XPS) a ultrafialová a viditelná spektrometrie (UV-VIS). Nejméně se používá právě UV-VIS analýza. Její využití lze nalézt zejména při zjišťování aromaticity rozpuštěné organické hmoty (aromatické sloučeniny jsou identifikovány UV absorpcí). Naopak nejširší možnosti uplatnění má IR a NMR, pomocí nichž lze přímo identifikovat sloučeniny v SOM. Ostatními optickými metodami nelze přímo zjistit strukturu sloučenin ani jejich funkční skupiny.

Neméně významné je využití hmotnostní spektrometrie (MS). Tato optická spektrální metoda se ale ve většině studií kombinuje s plynovou chromatografií (GC) a obě metody mohou být doplněny pyrolýzou (Py-GC-MS). Klasické termické techniky jako termogravimetrie (TG), diferenční termická analýza (DTA) a isothermální zahřívání jsou dnes vytlačeny moderními měkkými ionizačními technikami. Z nichž největší uplatnění má kombinace pyrolýzy a hmotnostní spektrometrie s ionizací polem (Py-FIMS).

Poslední metodou, která má využití při sledování vlastností a stability SOM je gelová chromatografie (GPC), pomocí níž lze určit distribuci například huminových látek na základě molekulové váhy. Technika se ale používá jen málo a spíše k doplnění informací získaných jinými analytickými metodami. Další kvantitativní a kvalitativní analytické metody se v soudobém výzkumu vlastností, složení a funkcí SOM prakticky nevyužívají. Ty, které jsou níže uvedeny vč. popisu a příkladů analýz jsou nejvýznamnější.

4.3.1. Nukleární magnetická rezonance (NMR)

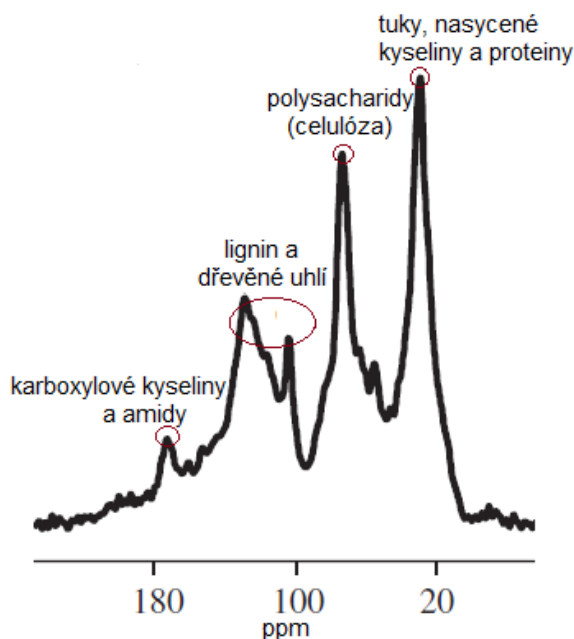
Nukleární magnetická rezonance poskytuje informace o struktuře studovaného vzorku na základě jeho absorpce elektromagnetického záření. V případě analýzy SOM je předmětem analýzy atomové jádro ^{13}C jehož spin nabývá hodnot $\pm \frac{1}{2}$. V základním stavu jsou spiny uspořádány náhodně a mají shodnou energii. Jakmile jsou jádra ^{13}C umístěna do magnetického pole, rozdělí se spiny do dvou hladin a to s nižší, resp. vyšší energií, oproti základnímu stavu. Hladiny jsou popsány magnetickým kvantovým číslem m . Nevýhodou metody je poměrně vysoká technická náročnost s nutností zajistit vysoce intenzivní magnetické pole. Navíc k analýze SOM se používá rychlejší a modernější typ NMR a to nukleární magnetická rezonance s Fourierovou transformací (FT-NMR), kdy se využívá pulzů magnetického pole. Mezi jednotlivými pulzy se jádro vrací do základního stavu a z dat získaných během řady pulzů se Fourierovou transformací dopočítají absorpční spektra.

Vzorek půdní organické hmoty by měl být před samotnou analýzou chemicky upraven. Nejlépe kyselinou fluorovodíkovou, která zajistí demineralizaci. Neboť je velmi náročné vyhodnocovat strukturu organických látek ve vzorku SOM bez takového přípravy, zvláště pokud je vzorek z minerálního půdního horizontu a obsahuje železo, které ruší i tak malý signál uhlíku. Pokud však vzorek pochází z půdy vulkanického typu nebo půdy ovlivněné požárem, pak jsou podobné interference bezvýznamné a výsledek analýzy struktury SOM je dobře čitelný i bez chemické přípravy vzorku. [23]

Na Obrázku č. 7 je typické NMR spektrum pro půdy, které byly zasaženy požárem (do hloubky 5 cm). Na ose x je vyznačen chemický posun δ v ppm, který vyjadřuje rozdíl mezi polohou signálu standardu a měřeného vzorku, viz. Rovnice č. 3 [84] a na ose y je zachycena intenzita měřeného signálu.

$$\delta = \frac{\nu - \nu_s}{\nu_s} 10^6, \quad (3)$$

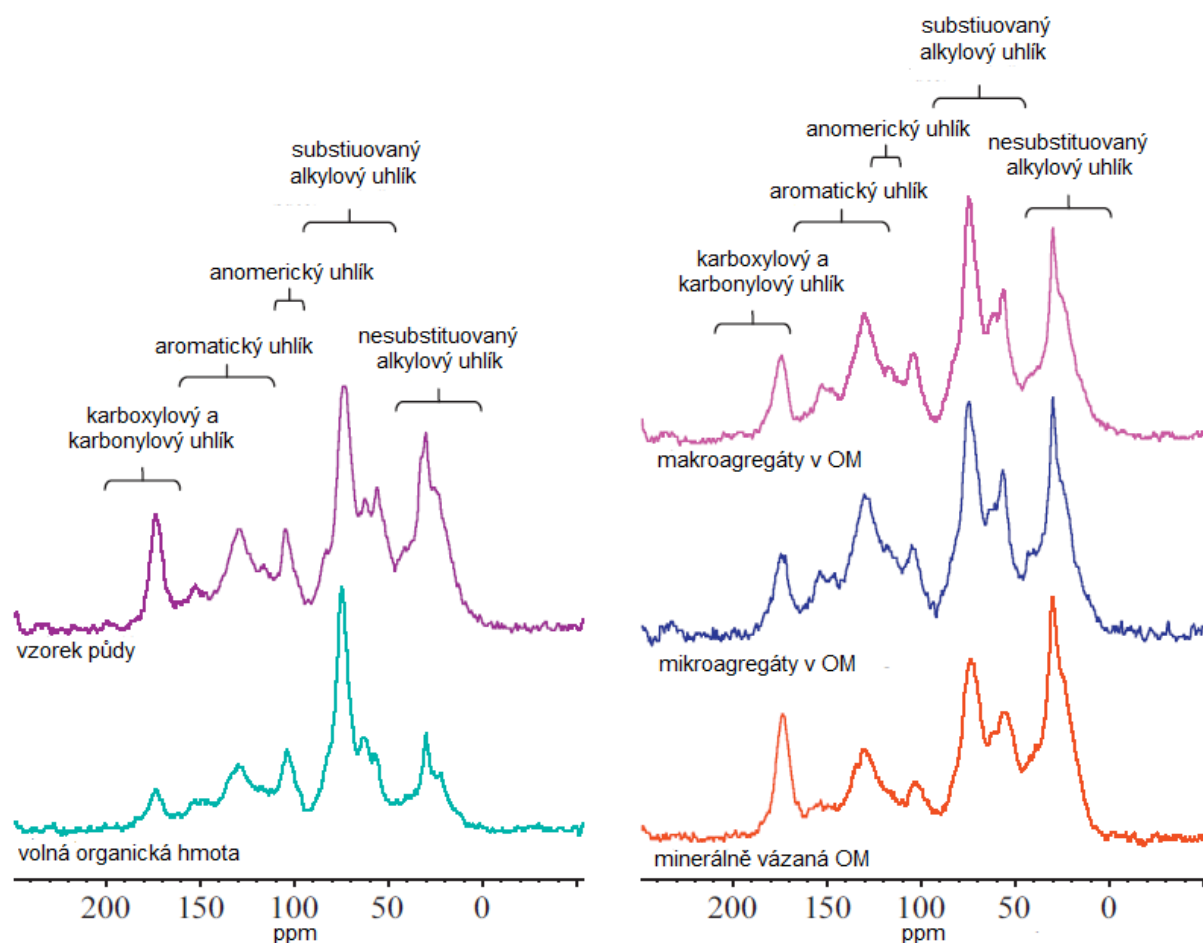
kde ν představuje rezonanční frekvence měřeného pásu analytu a ν_s jsou rezonanční frekvence standardu.



Obrázek 7: NMR spektrum SOM jeden rok po požáru [85]

Na zobrazeném NMR spektru vzorku pak lze identifikovat methylový uhlík v tucích, nasycených kyselinách a proteinech (30 ppm), O-alkylový uhlík v polysacharidech (72 ppm a 105 ppm), arylův uhlík v ligninu nebo dřevěném uhlí (110-160 ppm) a karboxylový uhlík v kyselinách a amidech (172 ppm). [85]

Díky typu NMR spektra lze zkoumaný vzorek půdní organické hmoty také rychle zařadit do typu frakce organické hmoty a následně určit typ agregace a agregačních činitelů, jak bylo uvedeno v Tabulce č. 3. Porovnání NMR spekter jednotlivých typů frakcí organické hmoty je na Obrázku č. 8, kde je u jednotlivých oblastí spektra rovněž popsáno o jaký uhlík se jedná. [86]



Obrázek 8: NMR spektra různých frakcí SOM [86]

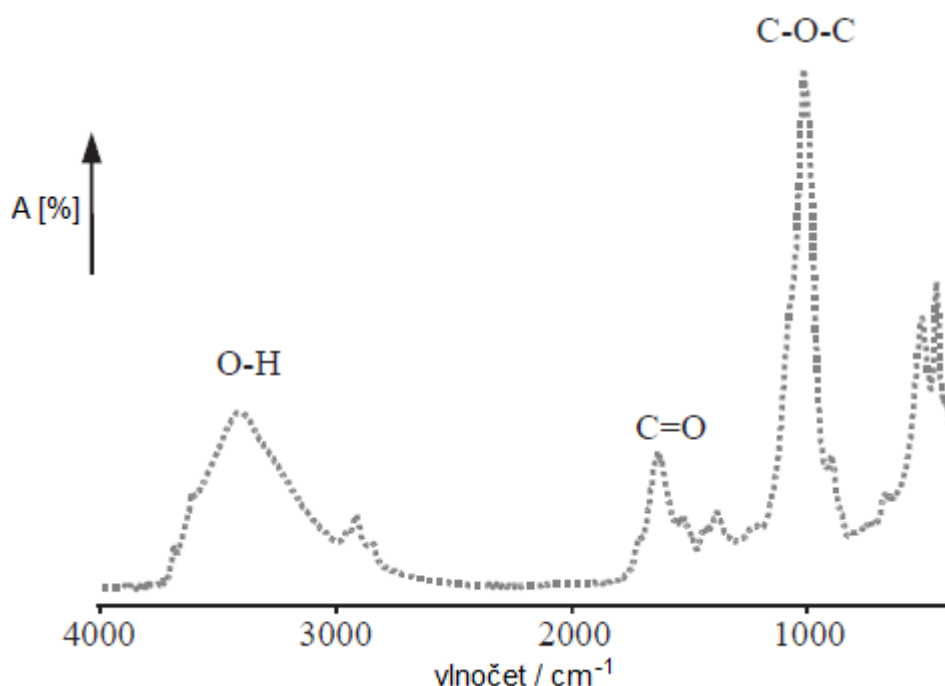
Mezi další příklady použití nukleární magnetické rezonance doplněné o hmotnostní spektrometrii patří sledování transportu mikrobiální biomasy v půdě, kdy je monitorován ^{13}C a ^{15}N a na základě toho popsán uhlíkový a dusíkový cyklus. [6] V návaznosti na fotooxidaci lze také odlišit tzv. black carbon od oxidačně rezistentního organického uhlíku a zároveň určit jeho obsah ve vzorku pomocí křížové polarizace (CP), která zkrátí čas nutný pro NMR analýzu u jader s nízkým izotopovým zastoupením. [26, 27] Zároveň je nutné vzít v úvahu omezení takovéto kvantitativní analýzy pomocí NMR a CP. Tyto limity jsou dány odlišnou reakcí různých typů uhlíku na CP a dobou po kterou polarizace probíhá, neboť ne všechny atomy uhlíku mohou být úplně polarizovány v okamžiku analýzy. [51] Každopádně výhodou FT-NMR a NMR-CP je oproti jiným metodám poměrně rychlé a přesné určení struktury a složení vzorku SOM. Koncentrace uhlíku ve vzorku může být navíc nižší než při použití

klasické nukleární magnetické rezonance (CW-NMR). Další výhodou a také důvodem, proč je tato metoda tak frekventovaná je prakticky minimální narušení integrity vzorku.

4.3.2. Infračervená spektrometrie s Fourierovou transformací (FTIR)

Stejně jako NMR je i infračervená spektrometrie spíše kvalitativní metodou. Zároveň jde o poměrně levný, rychlý a přesný způsob, jak zjistit složení vzorku SOM. Jejím základním principem je absorpce infračerveného záření molekulami vzorku. Energie infračerveného záření vede ke změnám rotačních a vibračních stavů molekul. Infračervená vibračně-rotační spektra pak zachycují závislost energie (obvykle vyjádřené v jednotkách absorbance, resp. procentech transmitance) na vlnové délce dopadajícího záření. Moderní infračervené spektroskopy, které jsou nejvhodnější pro analýzu SOM, používají matematickou Fourierovu transformaci a pracují tedy na principu interference světla. Jejich výhodou je, že umožňují měřit i silně absorbující vzorky nebo měřit pevné vzorky v odraženém světle (reflektanční IR). Vzorek tak může zůstat v pevné fázi a být měřen reflektančně nebo bývá často smíchán a pomlet s KBr, případně se používá stejný postup jako u NMR, tedy rozpuštění vzorku např. v kyselině fluorovodíkové.

Pro identifikaci organických látek jsou nejvhodnější vlnočty v rozsahu 4 000 až 1 500 cm^{-1} , neboť vrcholy v absorpčních pásech v tomto rozmezí patří funkčním skupinám -OH , CH_3 , C=O , N-H atd. Ukázka FTIR spektra půdní organické hmoty je na Obrázku č. 9.



Obrázek 9: FTIR spektrum ve vodě rozpustné SOM [88]

Další výhodou této techniky je, že již existují knihovny obsahující spektra různých půd a půdních organických hmot z různých míst po světě. Lze tak poměrně dobře porovnávat jednotlivé vzorky půd, jejich vlastnosti a dokonce predikovat vývoj a atributy studovaných půdních typů. Příkladem jsou německé studie předpovídající vlastnosti půdy na různých ekologicky obhospodařovaných farmách nebo možné klasifikace stavu půdy (dobrá, průměrná, špatná) založené na infračervené spektrometrii. [87] Možnosti této metody zatím

nejsou zcela prozkoumány, ale v posledních dvaceti letech její využití v různých výzkumech významně narůstá. Vzhledem k počtu prací, které lze najít včetně IR spekter, se zdá být vhodným nástrojem pro mapování i předpovídání vlastností půd a hlavně k porovnávání vývoje, tedy i stability půd s podobnými vlastnostmi v různých lokalitách.

4.3.3. Plynová chromatografie a hmotnostní spektrometrie (GC-MS)

Plynová chromatografie je separační metoda, při níž se studovaný vzorek dávkuje do proudu nosného plynu (mobilní fáze, např. vodík, dusík, helium) a složky vzorku jsou od sebe oddělovány na základě své schopnosti poutat se na stacionární fázi. Pro analýzu organických sloučenin v SOM se často používá kapilární kolony (CGC), kde stacionární fázi tvoří obvykle nepolární poly(dimethylsiloxan). Vzorek se dávkuje nástříkem do kolony, ale musí být nejprve převeden z pevné do kapalné fáze, aby mohl být do proudu plynu rozstříknut nebo rovnou převeden do plynné fáze. K rozpuštění vzorku SOM lze použít řadu rozpouštědel, záleží na tom, jaké složky mají být analyzovány. Pro rozpuštění vzorku je vhodná směs dichlormethanu a methanolu nebo může vzorek pomocí pyrolýzy přímo přejít do plynného stavu.

Žádoucí je, aby byla plynová chromatografie propojena s hmotnostním spektrometrem. Hmotnostní spektrometrie je technikou založenou na interakci iontů s magnetickým a elektrickým polem. Díky GC jsou separovány organické složky, které jsou v molekulovém separátoru zbaveny nosného plynu. Vzorek plynu s organickými sloučeninami je v hmotnostním spektrometru ionizován a ionty jsou separovány podle hodnoty podílu jejich hmotnosti a náboje.

Kombinace GC a MS je vhodná pro analýzu fenolů odvozených od ligninu jako jsou vanilin, syringin a kumarin a jejich derivátů. [89,36] Výhodou propojení plynové chromatografie a hmotnostní spektrometrie je analýza vzorku na základě kombinace retenčních časů a hmotnostního spektra vzorku, které je dále porovnáváno se spektry již uloženými v knihovnách.

4.3.4. Pyrolýza, plynová chromatografie a hmotnostní spektrometrie (Py-GC-MS)

Pyrolýza je termický rozklad bez přístupu vzduchu, obvykle v inertní atmosféře (lze použít i oxidační a redukční atmosféru). Při teplotách do 200 °C se odpaří ze vzorku molekuly vody, teprve pak se vysokomolekulární organické látky štěpí. Při analýze je třeba dosáhnout teploty rozkladu sloučenin ve vzorku, která se při analýzách SOM pohybuje v rozmezí 750-1500 °C. Získané fragmenty jsou těkavější než původní složky a jsou analyzovány pomocí plynové chromatografie a hmotnostní spektrometrie.

Pro analýzu je vhodná jak pyrolýza s odporovým zahříváním, tak pyrolýza Curieova bodu. Ačkoliv pyrolýza s odporovým zahříváním umožňuje analýzu při různých teplotách a tím umožňuje zvolit určité sloučeniny jako produkty, je druhý typ pyrolýzy častější. Při pyrolýze Curieova bodu dochází k stabilnímu, rychlému a snadno reprodukovatelnému nárůstu teploty a to až po dosažení Curieova bodu⁹ drátku, resp. fólie, na kterém je analýza prováděna.

⁹ Curieův bod je charakteristická teplota feromagnetických materiálů a po jejím překročení dochází ke ztrátě feromagnetické vlastnosti, tedy schopnosti spontánní magnetizace.

Metody Py-GC-MS bylo úspěšně použito při určení charakteristik popisujících změny půdní organické hmoty na molekulární úrovni. [25] Také byly uplatněny při sledování rozkladu půdního biologického odpadu nebo ke sledování rozložení různých látek (sacharidů, tuků, ligninu a proteinů) mezi jednotlivé půdní zásoby. [16, 90] Obecně je tato metoda vhodná pro získání cenných informací o původu půdní organické hmoty a o změnách v půdní matici. Také je možné vytvořit takto jednoznačnou charakteristiku organické hmoty v půdním vzorku v daném životním prostředí, což lze přirovnat k otiskům prstů u člověka.

4.3.5. Pyrolýza a hmotnostní spektrometrie s ionizací polem (Py-FIMS)

Pyrolýza doplněná o hmotnostní spektrometrii s ionizací polem je v současném výzkumu vedle NMR a IR asi nejslibnější metodou analýzy organické hmoty v půdě. Zatímco NMR poskytuje přehled o uhlíku a v jaké formě se v půdním vzorku vyskytuje, Py-FIMS vypovídá o jednotlivých sloučeninách, které byly během pyrolýzy převedeny do těkavé formy.

Ionizace polem, tedy ionizace v plynné fázi za sníženého tlaku patří mezi tzv. měkké ionizační techniky a vzniká při ní kvazimolekulární iont. K tomu, aby k ionizaci došlo, je potřeba vytvořit elektrické pole o velké intenzitě. Morris Schnitzer [74] upozorňuje, že jednou z nesporných výhod této techniky je možnost ponechat vzorek v neupravené podobě, aniž by to mělo vliv na získaný výsledek. To znamená, že pokud je zkoumaný vzorek SOM rozpuštěn např. hydroxidem nebo uhličitánem sodným je dosaženo stejného výsledku, jako kdyby nebyl chemicky vůbec upraven. Pouze je nutné, aby byl pomocí pyrolýzy, nejlépe ve vakuu, převeden do plynného stavu.

Touto metodou lze například určit, které sloučeniny a v jak velkém množství se při určité teplotě rozkládají v různých půdách. [91] Má tedy vypovídající hodnotu o termální stabilitě studované půdní organické hmoty. Každopádně je vhodná k určení množství jednotlivých organických sloučenin ve vzorku a to bez jakékoliv chemické úpravy vzorku.

5. ZÁVĚR

Cílem této teoretické bakalářské práce bylo zpracovat literární rešerši zaměřenou na studium stability půdní organické hmoty. Základní struktura práce byla rozdělena do dvou částí, v první byly popsány jednotlivé faktory ovlivňující stabilitu půdní organické hmoty a ve druhé byly shrnuty metody vhodné k výzkumu SOM. Z výzkumných metod byly především popsány ty, které se při současném studiu organických složek půdy používají nejčastěji anebo lze jejich častější využití v moderních studiích předpokládat a doporučit.

Faktory, které organickou hmotu v půdě stabilizují nebo jsou příčinou jejího rozkladu, tvoří velmi širokou skupinu vzájemně různě propojených vlivů. Jejich studium je proto interdisciplinární a přesahuje hranice pedologie, chemie, fyziky, biologie, agrikultury nebo environmentálních věd. Z tohoto pohledu je vhodné rozdělit faktory do tří hlavních skupin a to na environmentální, fyzikálně-chemické faktory a vliv člověka. Všechny faktory navíc zastřešují klima a klimatické změny. To znamená, že při praktickém studiu vzorků půdy z konkrétní lokality a také při porovnávání výsledků z podobných studií v různých lokalitách je hlavním, resp. zastřešujícím faktorem ovlivňujícím výsledek právě klima. Podnebný pás, nadmořská výška, lokální ráz počasí, to vše odkazuje k určitému klimatickému popisu vybrané lokality, na jehož základě pak lze předpokládat konkrétní faktory ovlivňující SOM, zvláště typ a aktivitu půdních mikroorganismů, původ rozkládajícího se biologického odpadu, původ a množství zadržované vody nebo preferovaný způsob a plodiny agrárního obhospodařování.

Konkrétním faktorem majícím největší vliv na stabilitu půdní organické hmoty je edafon. Půdní živočichové a zvláště půdní mikroorganismy svým typem, strukturou a rozsahem své komunity a také specializací na rozklad určitých organických sloučenin mohou dokonce během poměrně krátké doby (pár let) stabilizovat půdu s rychle se rozpadající SOM. Výzkumníci proto hledají cesty, jak jejich schopnosti využít pro obnovení úrodnosti půdy, zastavení eroze nebo obnovení kapacity půdy pro zadržování vody. Z hlediska chemie jsou předmětem studia selektivita edafonu při výběru potravy se zaměřením na zpracování určitých organických látek, dále produkty metabolických aktivit a závislost aktivity jednotlivých druhů na přítomnosti a způsobu vazby organického uhlíku v půdě. Kromě tohoto environmentálního faktoru mají velký význam fyzikálně-chemické faktory, jako jsou mineralizace organických látek a teplotní změny s důrazem na požáry a také tání permafrostu. Minerální organická frakce a minerální matrice v půdě jsou zatím jen málo prozkoumaným faktorem, proto by mohly být zajímavým předmětem dalších výzkumů. U požárů je zajímavé, že zpravidla nezasahují půdu příliš do hloubky (závisí na typu půdy a ariditě) a zároveň při nich vzniká na uhlík bohatá pyrogenická organická hmota. Její význam však není z dlouhodobého hlediska příliš vysoký, kvůli rychlé schopnosti flóry se obnovovat. Tání permafrostu se v posledním desetiletí dostává do centra zájmu, neboť v sobě váže velké množství organického uhlíku. Stabilita SOM ve věčně zmrzlé půdě je vyhledávaným tématem pro řadu teorií od uvolňování uhlíku ve formě methanu do atmosféry jako jednu z příčin globálního oteplování, přes nárůst rostlinného pokryvu v oblastech tání po oteplování vedoucí k vysychání půdy a ke stabilizaci organické hmoty v ní. Pro výzkum v oblasti chemie je také významná zemědělská činnost člověka, zvláště možnosti využití huminových látek v oblasti hnojení a jejich případné kombinace s anorganickými hnojivy. Dostatek půdních živin totiž ovlivňuje nejen pěstované rostliny, ale následně i půdní edafon, tím vzniká určitý cyklus, v němž jsou jednotlivé faktory při stabilizaci SOM na sobě závislé.

Stejně jako faktory je i metodologie umožňující zkoumání půdní organické hmoty komplikovaná. Výběr konkrétního postupu je úzce spojen s cílem a předmětem výzkumu. Každý postup však začíná odběrem vzorku půdy. Odebírají se vzorky z vrstev hned pod povrchem, ale i z 1-2 m hloubky (obvykle 20-50 cm). Určení hloubky, z níž je vzorek odebírán, vychází z předpokladu, jak starý vzorek organické hmoty je potřeba, o jaký typ půdy se jedná nebo jaký je profil terénu v krajině. Na odběr vzorku může navazovat určení stáří vzorku jednou ze čtyř výše uvedených metod, jeho zařazení do určité zásoby organické hmoty a případně může výzkum pokračovat určováním míry fluktuace organických látek daného vzorku z/do dané zásoby.

Nebo se k analýze vzorku využije některá z fyzikálních metod, nejčastěji ultrazvuk. Jejich výhodou je možnost rozdělení SOM na jednotlivé frakce dle velikosti agregátů, resp. získání volné půdní frakce. Zároveň lze v analýze jednotlivých frakcí pokračovat chemickými extrakcemi, to je výhodné jak u ultrazvuku, tak u mokrého prosévání, kde se často pokračuje řadou alkalických činidel nebo u vysoko gradientové magnetické separace, kterou se získají minerální organo-komplexy (hlavně sloučeniny železa).

Pro chemické extrakce je pak zásadní výběr činidla. Stále jsou nejpožívanějšími alkalická činidla jako hydroxid sodný nebo uhličitán sodný. Moderní chemické extrakce však upřednostňují kombinace těchto silných zásaditých činidel s jinými, jemnějšími a selektivnějšími. Výhodné je sestavení různých činidel (od nejselektivnějších) do sekvencí, často používaná kombinace je difosforečnanu tetrasodného s hydroxidem sodným (extrakce huminových kyselin), ale uplatňují se i delší sekvence obsahující kombinace různých organických rozpouštědel nebo chelatotvorná činidla. Použitím nových činidel se v oblasti extrakce SOM otevřel prostor pro výzkum těchto činidel a jejich sekvencího používání tak, aby byly výsledkem extrakce požadované organické složky co nejčistší a zároveň v co největším množství odpovídajícím jejich obsahu ve vzorku. Stranou těchto metod zůstává oxidace SOM (rychlá a přesná metoda), která má sice velké uplatnění při analýze množství organického půdního uhlíku ve vzorku, ale zároveň při ní dochází k destrukci, tedy spálení vzorku.

Z pohledu analytické chemie je pak výhodnější pro analýzu organických sloučenin ve vzorku nebo již v extraktu použít pyrolýzu doplněnou o plynovou chromatografii a hmotnostní spektrometrii. Pokud je použita hmotnostní spektrometrie s ionizací polem (Py-FIMS), nemusí být organická hmota ze vzorku extrahována a lze použít odebraný vzorek v původním stavu. Omezením hmotnostní spektrometrie je pak pouze přístup k databázi hmotnostních spekter jednotlivých organických sloučenin, takže se tato metoda těší velké oblibě. Další charakteristickou metodou pro výzkum SOM je nukleární magnetická rezonance (NMR ^{13}C), pomocí které lze velice přesně určit jaký typ uhlíku (např. karbonylový, arylový apod.) a v jakém množství se ve vzorku vyskytuje. Z NMR spektra plyne, jaké množství lipidů, proteinů, sacharidů nebo ligninu vzorek obsahuje. Podobně se používá infračervená spektrometrie, jejíž spektrum ukazuje obsah jednotlivých funkčních skupin. U obou metod je však vždy potřeba studovaný vzorek nejprve chemicky upravit, i když tato úprava nemusí nutně znamenat výrazné narušení integrity vzorku. NMR analýzu lze určitě doporučit pro její rychlost a přesnost, i když náklady na pořízení analyzátoru jsou poměrně vysoké. Nicméně zajímavější pro další studium je využití IR spektrometrie, která byla po zavedení Fourierovi transformace zdokonalena a je rovněž vysoce přesná. Navíc již lze ve zdrojové literatuře najít velkou škálu FTIR spekter, která lze použít na porovnávání řady atributů SOM, ale i k porovnávání různých vzorků a k predikci vlastností a vývoje půdní organické hmoty.

6. SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ

[1] FOTH, H. *Fundamentals of soil science*. 8. vyd. New York: Wiley, 1990, 360 s. ISBN 04-715-2279-1.

[2] TROEH, Frederick R a Louis M THOMPSON. *Soils and soil fertility*. 6. vyd. Ames, Iowa: Blackwell Pub., 2005, 489 s. ISBN 08-138-0955-X.

[3] *Agronomy Fact Sheet no. 41: Soil organic matter*. [online]. Cornell University Publications, 2008 [cit. 2014-01-21].

Dostupné z: <http://nmsp.cals.cornell.edu/publications/factsheets/factsheet41.pdf>

[4] BALDOCK, J.A. a J.O. SKJEMSTAD Soil organic carbon/soil organic matter. PEVERILL, K.I., L.A. SPARROW a D.J. REUTER. *Soil Analysis: An Interpretation Manual*. Collingwood: CSIRO PUBLISHING, 1999, s. 159-170. ISBN 9780643063761.

[5] SCHMIDT, Michael W. I., Margaret S. TORN, Samuel ABIVEN, Thorsten DITTMAR, Georg GUGGENBERGER, Ivan A. JANSSENS, Markus KLEBER, Ingrid KÖGEL-KNABNER, Johannes LEHMANN, David A. C. MANNING, Paolo NANNIPIERI, Daniel P. RASSE, Steve WEINER a Susan E. TRUMBORE. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* [online]. 2011, roč. 478, č. 7367, s. 49-56 [cit. 2014-01-19]. DOI: 10.1038/nature10386.

Dostupné z: <http://www.nature.com/doifinder/10.1038/nature10386>

[6] SPENCE, Adrian, Andre J. SIMPSON, David J. MCNALLY, Brian W. MORAN, Margaret V. MCCAUL, Kris HART, Brett PAULL a Brian P. KELLEHER. The degradation characteristics of microbial biomass in soil. *Geochimica et Cosmochimica Acta* [online]. 2011, roč. 75, č. 10, s. 2571-2581 [cit. 2014-01-23]. DOI: 10.1016/j.gca.2011.03.012. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0016703711001566>

[7] SMITH, P., J.U. SMITH, D.S. POWLSON, W.B. MCGILL, J.R.M. ARAH, O.G. CHERTOV, K. COLEMAN, U. FRANKO, S. FROLKING, D.S. JENKINSON, L.S. JENSEN, R.H. KELLY, H. KLEIN-GUNNEWIEK, A.S. KOMAROV, C. LI, J.A.E. MOLINA, T. MUELLER, W.J. PARTON, J.H.M. THORNLEY a A.P. WHITMORE. A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma* [online]. 1997, roč. 81, č. 1-2, s. 153-225 [cit. 2014-01-24]. DOI: 10.1016/S0016-7061(97)00087-6.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0016706197000876>

[8] Fact sheet no. 3: Organic matter decline. *European Soil Portal - Soil Data and Information Systems: Sustainable Agriculture and Soil Conservation* [online]. 2009 [cit. 2014-01-23]. Dostupné z: <http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/projects/SOCO/FactSheets.html>

[9] Soil Organic Carbon Map. *United States Department of Agriculture: Natural Resources Conservation Service* [online]. Washington DC, 2007, 2007-02-09 [cit. 2014-01-24].

Dostupné

z:

http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/home/?cid=nrcs142p2_054018

[10] DAYNES, Cathal N., Damien J. FIELD, Jennifer A. SALEEBA, Michael A. COLE a Peter A. MCGEE. Development and stabilisation of soil structure via interactions between organic matter, arbuscular mycorrhizal fungi and plant roots. *Soil Biology and Biochemistry* [online]. 2013, roč. 57, s. 683-694 [cit. 2014-01-25]. DOI: 10.1016/j.soilbio.2012.09.020.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0038071712003689>

[11] FOX, Oliver, Silke VETTER, Klemens EKSCHMITT a Volkmar WOLTERS. Soil fauna modifies the recalcitrance-persistence relationship of soil carbon pools. *Soil Biology and Biochemistry* [online]. 2006, roč. 38, č. 6, s. 1353-1363 [cit. 2014-01-28]. DOI: 10.1016/j.soilbio.2005.10.014.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0038071705004001>

[12] EKSCHMITT, Klemens, Manqiang LIU, Silke VETTER, Oliver FOX a Volkmar WOLTERS. Strategies used by soil biota to overcome soil organic matter stability — why is dead organic matter left over in the soil?. *Geoderma* [online]. 2005, roč. 128, 1-2, s. 167-176 [cit. 2014-01-28]. DOI: 10.1016/j.geoderma.2004.12.024.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0016706104003325>

[13] VETTER, Silke, Oliver FOX, Klemens EKSCHMITT a Volkmar WOLTERS. Limitations of faunal effects on soil carbon flow: density dependence, biotic regulation and mutual inhibition. *Soil Biology and Biochemistry* [online]. 2004, roč. 36, č. 3, s. 387-397 [cit. 2014-01-28]. DOI: 10.1016/j.soilbio.2003.10.012.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0038071703003390>

[14] PICCOLO, A. Humus and Soil Conservation. PICCOLO, A. *Humus and Soil Conservation*. Amsterdam: Elsevier, 1996, s. 225-264. ISBN 978-0-444-81516-3.

[15] BOHLEN, Patrick J. a Clive A. EDWARDS. Earthworm effects on N dynamics and soil respiration in microcosms receiving organic and inorganic nutrients. *Soil Biology and Biochemistry* [online]. 1995, roč. 27, č. 3, s. 341-348 [cit. 2014-01-30]. DOI: 10.1016/0038-0717(94)00184-3. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0038071794001843>

[16] PAUSCH, Johanna, Biao ZHU, Yakov KUZYAKOV a Weixin CHENG. Plant inter-species effects on rhizosphere priming of soil organic matter decomposition. *Soil Biology and Biochemistry* [online]. 2013, roč. 57, s. 91-99 [cit. 2014-01-30]. DOI: 10.1016/j.soilbio.2012.08.029.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0038071712003422>

[17] DIJKSTRA, F, W CHENG a D JOHNSON. Plant biomass influences rhizosphere priming effects on soil organic matter decomposition in two differently managed soils. *Soil Biology and Biochemistry* [online]. 2006, roč. 38, č. 9, s. 2519-2526 [cit. 2014-01-30]. DOI: 10.1016/j.soilbio.2006.02.020.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0038071706001581>

[18] CLARHOLM, Marianne a Ulf SKYLLBERG. Translocation of metals by trees and fungi regulates pH, soil organic matter turnover and nitrogen availability in acidic forest soils. *Soil Biology and Biochemistry* [online]. 2013, roč. 63, s. 142-153 [cit. 2014-01-30]. DOI: 10.1016/j.soilbio.2013.03.019.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0038071713001077>

[19] KRAMER, Christiane, Susan TRUMBORE, Mats FRÖBERG, Luz Maria CISNEROS DOZAL, Dachun ZHANG, Xiaomei XU, Guaciara M. SANTOS a Paul J. HANSON. Recent (<4 year old) leaf litter is not a major source of microbial carbon in a temperate forest mineral soil. *Soil Biology and Biochemistry* [online]. 2010, roč. 42, č. 7, s. 1028-1037 [cit. 2014-02-14]. DOI: 10.1016/j.soilbio.2010.02.021.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0038071710000878>

[20] CLEMENTE, Joyce S., Myrna J. SIMPSON, Andre J. SIMPSON, Sandra F. YANNI a Joann K. WHALEN. Comparison of soil organic matter composition after incubation with maize leaves, roots, and stems. *Geoderma* [online]. 2013, roč. 192, s. 86-96 [cit. 2014-02-14]. DOI: 10.1016/j.geoderma.2012.08.007.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0016706112003023>

[21] MUELLER, Kevin E., David M. EISSENSTAT, Carsten W. MÜLLER, Jacek OLEKSYN, Peter B. REICH a Katherine H. FREEMAN. What controls the concentration of various aliphatic lipids in soil?. *Soil Biology and Biochemistry* [online]. 2013, roč. 63, s. 14-17 [cit. 2014-02-14]. DOI: 10.1016/j.soilbio.2013.03.021.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0038071713001090>

[22] GHEE, Claire, Roy NEILSON, Paul D. HALLETT, David ROBINSON a Eric PATERSON. Priming of soil organic matter mineralisation is intrinsically insensitive to temperature. *Soil Biology and Biochemistry* [online]. 2013, roč. 66, s. 20-28 [cit. 2014-02-20]. DOI: 10.1016/j.soilbio.2013.06.020.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0038071713002307>

[23] DAVIDSON, Eric A. a Ivan A. JANSSENS. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature* [online]. 2006, roč. 440, č. 7081, s. 165-173 [cit. 2014-02-20]. DOI: 10.1038/nature04514.

Dostupné z: <http://www.nature.com/doifinder/10.1038/nature04514>

[24] WAGAI, Rota, Ayaka W. KISHIMOTO-MO, Seiichiro YONEMURA, Yasuhito SHIRATO, Syuntaro HIRADATE a Yasumi YAGASAKI. Linking temperature sensitivity of soil organic matter decomposition to its molecular structure, accessibility, and microbial physiology. *Global Change Biology* [online]. 2013, roč. 19, č. 4, s. 1114-1125 [cit. 2014-02-20]. DOI: 10.1111/gcb.12112. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1111/gcb.12112>

[25] GONZÁLEZ-PÉREZ, José A., Francisco J. GONZÁLEZ-VILA, Gonzalo ALMENDROS a Heike KNICKER. The effect of fire on soil organic matter—a review. *Environment*

International [online]. 2004, roč. 30, č. 6, s. 855-870 [cit. 2014-02-21]. DOI: 10.1016/j.envint.2004.02.003.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0160412004000376>

[26] BADÍA-VILLAS, David, José A. GONZÁLEZ-PÉREZ, Javier M. AZNAR, Beatriz ARJONA-GRACIA a Clara MARTÍ-DALMAU. Changes in water repellency, aggregation and organic matter of a mollic horizon burned in laboratory: Soil depth affected by fire. *Geoderma* [online]. 2014, roč. 213, s. 400-407 [cit. 2014-02-21]. DOI: 10.1016/j.geoderma.2013.08.038. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0016706113003200>

[27] PRESTON, C. M. a M. W. I. SCHMIDT. Black (pyrogenic) carbon: a synthesis of current knowledge and uncertainties with special consideration of boreal regions. *Biogeosciences* [online]. 2006, roč. 3, č. 4, s. 397-420 [cit. 2014-02-21]. DOI: 10.5194/bg-3-397-2006. Dostupné z: <http://www.biogeosciences.net/3/397/2006/>

[28] LIANG, Biqing, Johannes LEHMANN, Dawit SOLOMON, Saran SOHI, Janice E. THIES, Jan O. SKJEMSTAD, Flavio J. LUIZÃO, Mark H. ENGELHARD, Eduardo G. NEVES a Sue WIRICK. Stability of biomass-derived black carbon in soils. *Geochimica et Cosmochimica Acta* [online]. 2008, roč. 72, č. 24, s. 6069-6078 [cit. 2014-02-21]. DOI: 10.1016/j.gca.2008.09.028.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0016703708005875>

[29] MASTROLONARDO, Giovanni, Giacomo CERTINI, Rolf KREBS, Claudia FORTE a Markus EGLI. Effects of fire on soil organic matter quality along an altitudinal sequence on Mt. Etna, Sicily. *CATENA* [online]. 2013, roč. 110, s. 133-145 [cit. 2014-02-21]. DOI: 10.1016/j.catena.2013.05.017.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S034181621300129X>

[30] KNICKER, Heike, Francisco J. GONZÁLEZ-VILA a Rocio GONZÁLEZ-VÁZQUEZ. Biodegradability of organic matter in fire-affected mineral soils of Southern Spain. *Soil Biology and Biochemistry* [online]. 2013, roč. 56, s. 31-39 [cit. 2014-02-21]. DOI: 10.1016/j.soilbio.2012.02.021.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0038071712000764>

[31] ALEXIS, M.A., D.P. RASSE, H. KNICKER, C. ANQUETIL a C. RUMPEL. Evolution of soil organic matter after prescribed fire: A 20-year chronosequence. *Geoderma* [online]. 2012, 189-190, s. 98-107 [cit. 2014-02-21]. DOI: 10.1016/j.geoderma.2012.05.003.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0016706112001942>

[32] CERTINI, Giacomo, Caterina NOCENTINI, Heike KNICKER, Paola ARFAIOLI a Cornelia RUMPEL. Wildfire effects on soil organic matter quantity and quality in two fire-prone Mediterranean pine forests. *Geoderma* [online]. 2011, 167-168, s. 148-155 [cit. 2014-02-21]. DOI: 10.1016/j.geoderma.2011.09.005.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0016706111002710>

[33] ALLISON, Steven D. a Kathleen K. TRESEDER. Climate change feedbacks to microbial decomposition in boreal soils. *Fungal Ecology* [online]. 2011, roč. 4, č. 6, s. 362-374 [cit. 2014-03-08]. DOI: 10.1016/j.funeco.2011.01.003.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1754504811000079>

[34] SCHUUR, Edward A. G., Jason G. VOGEL, Kathryn G. CRUMMER, Hanna LEE, James O. SICKMAN a T. E. OSTERKAMP. The effect of permafrost thaw on old carbon release and net carbon exchange from tundra. *Nature* [online]. 2009, roč. 459, č. 7246, s. 556-559 [cit. 2014-03-08]. DOI: 10.1038/nature08031.

Dostupné z: <http://www.nature.com/doi/finder/10.1038/nature08031>

[35] ZOLLINGER, Barbara, Christine ALEWELL, Christof KNEISEL, Katrin MEUSBURGER, Holger GÄRTNER, Dagmar BRANDOVÁ, Susan IVY-OCHS, Michael W.I. SCHMIDT a Markus EGLI. Effect of permafrost on the formation of soil organic carbon pools and their physical–chemical properties in the Eastern Swiss Alps. *CATENA* [online]. 2013, roč. 110, s. 70-85 [cit. 2014-03-08]. DOI: 10.1016/j.catena.2013.06.010.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0341816213001495>

[36] ROUTH, Joyanto, Gustaf HUGELIUS, Peter KUHRY, Timothy FILLEY, Päivi Kaislahti TILLMAN, Marina BECHER a Patrick CRILL. Multi-proxy study of soil organic matter dynamics in permafrost peat deposits reveal vulnerability to climate change in the European Russian Arctic. *Chemical Geology* [online]. 2014, roč. 368, s. 104-117 [cit. 2014-03-08]. DOI: 10.1016/j.chemgeo.2013.12.022.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S000925411400014X>

[37] POYNTER, J. a G. EGLINTON. Molecular Composition of Three Sediments from Hole 717C: The Bengal Fan. *Proceedings of the Ocean Drilling Program, 116 Scientific Results* [online]. Ocean Drilling Program, 1990, roč. 116 [cit. 2014-03-08]. DOI: 10.2973/odp.proc.sr.116.151.1990. Dostupné z:

http://www-odp.tamu.edu/publications/116_SR/VOLUME/CHAPTERS/sr116_14.pdf 1

[38] UHLÍŘOVÁ, E., H. ŠANTRŮČKOVÁ a S.P. DAVIDOV. Quality and potential biodegradability of soil organic matter preserved in permafrost of Siberian tussock tundra. *Soil Biology and Biochemistry* [online]. 2007, roč. 39, č. 8, s. 1978-1989 [cit. 2014-03-08]. DOI: 10.1016/j.soilbio.2007.02.018.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0038071707001034>

[39] KEMMITT, S.J., C.V. LANYON, I.S. WAITE, Q. WEN, T.M. ADDISCOTT, N.R.A. BIRD, A.G. O'DONNELL a P.C. BROOKES. Mineralization of native soil organic matter is not regulated by the size, activity or composition of the soil microbial biomass—a new perspective. *Soil Biology and Biochemistry* [online]. 2008, roč. 40, č. 1, s. 61-73 [cit. 2014-03-09]. DOI: 10.1016/j.soilbio.2007.06.021.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0038071707002891>

- [40] BALDOCK, J.A a J.O SKJEMSTAD. Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. *Organic Geochemistry* [online]. 2000, roč. 31, 7-8, s. 697-710 [cit. 2014-03-09]. DOI: 10.1016/S0146-6380(00)00049-8. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0146638000000498>
- [41] EUSTERHUES, Karin, Cornelia RUMPEL, Markus KLEBER a Ingrid KÖGEL-KNABNER. Stabilisation of soil organic matter by interactions with minerals as revealed by mineral dissolution and oxidative degradation. *Organic Geochemistry* [online]. 2003, roč. 34, č. 12, s. 1591-1600 [cit. 2014-03-09]. DOI: 10.1016/j.orggeochem.2003.08.007. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0146638003001827>
- [42] EUSTERHUES, Karin, Cornelia RUMPEL a Ingrid KÖGEL-KNABNER. Stabilization of soil organic matter isolated via oxidative degradation. *Organic Geochemistry* [online]. 2005, roč. 36, č. 11, s. 1567-1575 [cit. 2014-03-09]. DOI: 10.1016/j.orggeochem.2005.06.010. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0146638005001397>
- [43] CLARHOLM, Marianne a Ulf SKYLLBERG. Translocation of metals by trees and fungi regulates pH, soil organic matter turnover and nitrogen availability in acidic forest soils. *Soil Biology and Biochemistry* [online]. 2013, roč. 63, s. 142-153 [cit. 2014-03-09]. DOI: 10.1016/j.soilbio.2013.03.019. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0038071713001077>
- [44] GOEBEL, Marc-O., Joerg BACHMANN, Susanne K. WOCHE a Walter R. FISCHER. Soil wettability, aggregate stability, and the decomposition of soil organic matter. *Geoderma* [online]. 2005, roč. 128, 1-2, s. 80-93 [cit. 2014-03-09]. DOI: 10.1016/j.geoderma.2004.12.016. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0016706104003271>
- [45] KAISER, Klaus a Karsten KALBITZ. Cycling downwards – dissolved organic matter in soils. *Soil Biology and Biochemistry* [online]. 2012, roč. 52, s. 29-32 [cit. 2014-03-09]. DOI: 10.1016/j.soilbio.2012.04.002. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0038071712001381>
- [46] KAISER, Klaus, Georg GUGGENBERGER a Ludwig HAUMAIER. Changes in dissolved lignin-derived phenols, neutral sugars, uronic acids, and amino sugars with depth in forested Haplic Arenosols and Rendzic Leptosols. *Biogeochemistry* [online]. 2004, roč. 70, č. 1, s. 135-151 [cit. 2014-03-09]. DOI: 10.1023/B:BIOG.0000049340.77963.18. Dostupné z: <http://link.springer.com/10.1023/B:BIOG.0000049340.77963.18>
- [47] TIPPING, E., P. M. CHAMBERLAIN, M. FRÖBERG, P. J. HANSON a P. M. JARDINE. Simulation of carbon cycling, including dissolved organic carbon transport, in forest soil locally enriched with ¹⁴C. *Biogeochemistry* [online]. 2012, roč. 108, 1-3, s. 91-107 [cit. 2014-03-09]. DOI: 10.1007/s10533-011-9575-1. Dostupné z: <http://link.springer.com/10.1007/s10533-011-9575-1>

[48] KALBITZ, Karsten, David SCHWESIG, Janet RETHEMEYER a Egbert MATZNER. Stabilization of dissolved organic matter by sorption to the mineral soil. *Soil Biology and Biochemistry* [online]. 2005, roč. 37, č. 7, s. 1319-1331 [cit. 2014-03-09]. DOI: 10.1016/j.soilbio.2004.11.028.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0038071705000027>

[49] LEIFELD, Jens a Ingrid KÖGEL-KNABNER. Soil organic matter fractions as early indicators for carbon stock changes under different land-use?. *Geoderma* [online]. 2005, roč. 124, 1-2, s. 143-155 [cit. 2014-03-12]. DOI: 10.1016/j.geoderma.2004.04.009.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0016706104001090>

[50] PLAZA, César, Denis COURTIER-MURIAS, José M. FERNÁNDEZ, Alfredo POLO a André J. SIMPSON. Physical, chemical, and biochemical mechanisms of soil organic matter stabilization under conservation tillage systems: A central role for microbes and microbial by-products in C sequestration. *Soil Biology and Biochemistry* [online]. 2013, roč. 57, s. 124-134 [cit. 2014-03-12]. DOI: 10.1016/j.soilbio.2012.07.026.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S003807171200301X>

[51] HELFRICH, Mirjam, B. LUDWIG, P. BUURMAN a H. FLESSA. Effect of land use on the composition of soil organic matter in density and aggregate fractions as revealed by solid-state ¹³C NMR spectroscopy. *Geoderma* [online]. 2006, roč. 136, 1-2, s. 331-341 [cit. 2014-03-12]. DOI: 10.1016/j.geoderma.2006.03.048.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0016706106001248>

[52] STEVENSON, F. *Humus chemistry: genesis, composition, reactions*. 2nd Ed. New York: John Wiley and Sons, 1994, 496 s. ISBN 04-715-9474-1.

[53] YAMASHITA, Tamon, Heiner FLESSA, Bettina JOHN, Mirjam HELFRICH a Bernard LUDWIG. Organic matter in density fractions of water-stable aggregates in silty soils: Effect of land use. *Soil Biology and Biochemistry* [online]. 2006, roč. 38, č. 11, s. 3222-3234 [cit. 2014-03-14]. DOI: 10.1016/j.soilbio.2006.04.013.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0038071706001891>

[54] GUIMARÃES, Daniele Vieira, Maria Isidória Silva GONZAGA, Tácio Oliveira DA SILVA, Thiago Lima DA SILVA, Nildo DA SILVA DIAS a Maria Iraildes Silva MATIAS. Soil organic matter pools and carbon fractions in soil under different land uses. *Soil and Tillage Research* [online]. 2013, roč. 126, s. 177-182 [cit. 2014-03-14]. DOI: 10.1016/j.still.2012.07.010.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167198712001523>

[55] SARATHCHANDRA, S.U, A GHANI, G.W YEATES, G BURCH a N.R COX. Effect of nitrogen and phosphate fertilisers on microbial and nematode diversity in pasture soils. *Soil Biology and Biochemistry* [online]. 2001, roč. 33, 7-8, s. 953-964 [cit. 2014-03-14]. DOI: 10.1016/S0038-0717(00)00245-5.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0038071700002455>

[56] WILLIAMS, Alwyn, Gunnar BÖRJESSON a Katarina HEDLUND. The effects of 55 years of different inorganic fertiliser regimes on soil properties and microbial community composition. *Soil Biology and Biochemistry* [online]. 2013, roč. 67, s. 41-46 [cit. 2014-03-14]. DOI: 10.1016/j.soilbio.2013.08.008.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0038071713002733>

[57] ZHONG, W.H. a Z.C. CAI. Long-term effects of inorganic fertilizers on microbial biomass and community functional diversity in a paddy soil derived from quaternary red clay. *Applied Soil Ecology* [online]. 2007, roč. 36, 2-3, s. 84-91 [cit. 2014-03-14]. DOI: 10.1016/j.apsoil.2006.12.001.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0929139306002605>

[58] BRAR, B.S., Kamalbir SINGH, G.S. DHERI a BALWINDER-KUMAR. Carbon sequestration and soil carbon pools in a rice-wheat cropping system: Effect of long-term use of inorganic fertilizers and organic manure. *Soil and Tillage Research* [online]. 2013, roč. 128, s. 30-36 [cit. 2014-03-14]. DOI: 10.1016/j.still.2012.10.001.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167198712002218>

[59] LÓPEZ-VALDEZ, F., F. FERNÁNDEZ-LUQUEÑO, S. LUNA-SUÁREZ a L. DENDOOVEN. Greenhouse gas emissions and plant characteristics from soil cultivated with sunflower (*Helianthus annuus* L.) and amended with organic or inorganic fertilizers. *Science of The Total Environment* [online]. 2011, 412-413, s. 257-264 [cit. 2014-03-15]. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2011.09.064.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969711010989>

[60] ZHAO, Jinwei a Lianren ZHOU. Combined Application of Organic and Inorganic Fertilizers on Black Soil Fertility and Maize Yield. *Journal of Northeast Agricultural University (English edition)* [online]. 2011, roč. 18, č. 2, s. 24-29 [cit. 2014-03-15]. DOI: 10.1016/S1006-8104(12)60005-1.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1006810412600051>

[61] DING, Xueli, Xiaozeng HAN, Yao LIANG, Yunfa QIAO, Lujun LI a Na LI. Changes in soil organic carbon pools after 10 years of continuous manuring combined with chemical fertilizer in a Mollisol in China. *Soil and Tillage Research* [online]. 2012, roč. 122, s. 36-41 [cit. 2014-03-15]. DOI: 10.1016/j.still.2012.02.002.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167198712000426>

[62] NARDI, S., F. MORARI, A. BERTI, M. TOSONI a L. GIARDINI. Soil organic matter properties after 40 years of different use of organic and mineral fertilisers. *European Journal of Agronomy* [online]. 2004, roč. 21, č. 3, s. 357-367 [cit. 2014-03-15]. DOI: 10.1016/j.eja.2003.10.006.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1161030103001321>

[63] MALTAS, Alexandra, Raphaël CHARLES, Bernard JEANGROS a Sokrat SINAJ. Effect of organic fertilizers and reduced-tillage on soil properties, crop nitrogen response and crop yield: Results of a 12-year experiment in Changins, Switzerland. *Soil and Tillage Research*

[online]. 2013, roč. 126, s. 11-18 [cit. 2014-03-15]. DOI: 10.1016/j.still.2012.07.012. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167198712001547>

[64] SIX, J. a J.D. JASTROW Organic matter turnover. LAL, R. *Encyclopedia of soil science*. Boca Raton, FL: Marcel Dekker, 2002, 936–942. ISBN 0849338301.

[65] VON LÜTZOW, Margit, Ingrid KÖGEL-KNABNER, Klemens EKSCHMITT, Heinz FLESSA, Georg GUGGENBERGER, Egbert MATZNER a Bernd MARSCHNER. SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. *Soil Biology and Biochemistry* [online]. 2007, roč. 39, č. 9, s. 2183-2207 [cit. 2014-03-23]. DOI: 10.1016/j.soilbio.2007.03.007.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0038071707001125>

[66] PAUL E., A., FOLLETT, R. F., LEAVITT, S.W., HALVORSON, A., PETERSON, G. A., LYON, D. J. Radiocarbon Dating for Determination of Soil Organic Matter Pool Sizes and Dynamics. *Soil Science Society of America Journal* [online] , roč. 61, s. 1058-1068 [cit. 2014-03-23]. Dostupné z: <http://herman.marc.usda.gov/SP2UserFiles/Place/54070000/1990-1999documents/333%201997%20Paul%20SSSAJ.pdf>

[67] DEXTER, A.R., Advances in Characterization of Soil Structure. *Soil Tillage Research* [online]. 1988, roč. 11, s. 199-238 [cit. 2014-03-23]. Dostupné z: http://www.fisicadosolo.ccr.ufsm.whoos.com.br/downloads/Advances_characterization_soil_structure.pdf

[68] CHRISTENSEN, B. T. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *European Journal of Soil Science* [online]. 2001, roč. 52, č. 3, s. 345-353 [cit. 2014-03-23]. DOI: 10.1046/j.1365-2389.2001.00417.x. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1046/j.1365-2389.2001.00417.x>

[69] CADISCH, G., H. IMHOF, S. URQUIAGA, R.M. BODDEY a K.E. GILLER. Carbon turnover ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen mineralization potential of particulate light soil organic matter after rainforest clearing. *Soil Biology and Biochemistry* [online]. 1996, roč. 28, č. 12, s. 1555-1567 [cit. 2014-03-23]. DOI: 10.1016/S0038-0717(96)00264-7. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0038071796002647>

[70] ELMHOLT, Susanne, MUNKHOLM, Kasia DEBOSZ a SCHJØNNING. Biotic and abiotic binding and bonding mechanisms in soils with long-term differences in management. In: ELMHOLT, Susanne, Bo STENBERG, Arne GRØNLUND a V. NUUTINEN. DANISH INSTITUTE OF AGRICULTURAL SCIENCES. *DIAS report* [online]. 2000, s. 53-62, 2010-04-12 [cit. 2014-03-25]. Dostupné z: <http://orgprints.org/49/>

[71] WHITBREAD, A.M. Soil Organic Matter: Its Fractionation and Role in Soil Structure. LEFROY, R. *Soil organic matter management for sustainable agriculture: a workshop held in Ubon, Thailand, 24-26 August 1994* [online]. Canberra: Australian Centre for International Agricultural Research, 1995, s. 124-163 [cit. 2014-03-24]. ISBN 9781863201391. Dostupné z:

http://aci.gov.au/files/node/334/soil_organic_matter_management_for_sustainable_agr_20481.pdf

[72] KANDELER, Ellen. Aggregate Stability. SCHINNER, Franz. *Methods in soil biology*. New York: Springer, c1995, s. 390-398. ISBN 3540590552.

[73] ŠAFAŘÍKOVÁ, Miroslava a Ivo ŠAFAŘÍK. Magnetické separace v přírodních vědách a biotechnologiích. In: ŠAFAŘÍK, Ivo. *Magnetické separace v přírodních vědách a biotechnologiích: sborník konference*, 30. - 31. 5. 1995 [online]. České Budějovice: Ústav ekologie krajiny AV ČR, 1995 [cit. 2014-03-25].

Dostupné z: <http://hdl.handle.net/11104/0066941>

[74] SCHNITZER, Morris a Carlos M. MONREAL. Quo Vadis Soil Organic Matter Research? A Biological Link to the Chemistry of Humification. *Advances in Agronomy* [online]. 2011, č. 113, s. 143-217 [cit. 2014-04-05]. DOI: 10.1016/B978-0-12-386473-4.00003-8.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780123864734000038>

[75] HANSEL, Fabricio A., Cristiane T. AOKI, Claudia M.B.F. MAIA, Anildo CUNHA a Renato A. DEDECEK. Comparison of two alkaline treatments in the extraction of organic compounds associated with water repellency in soil under Pinus taeda. *Geoderma* [online]. 2008, roč. 148, č. 2, s. 167-172 [cit. 2014-04-05]. DOI: 10.1016/j.geoderma.2008.10.002.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0016706108002759>

[76] DOERR, S.H., R.A. SHAKESBY a R.P.D. WALSH. Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth-Science Reviews* [online]. 2000, roč. 51, 1-4, s. 33-65 [cit. 2014-04-05]. DOI: 10.1016/S0012-8252(00)00011-8.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0012825200000118>

[77] LOPEZ-SANGIL, Luis a Pere ROVIRA. Sequential chemical extractions of the mineral-associated soil organic matter: An integrated approach for the fractionation of organo-mineral complexes. *Soil Biology and Biochemistry* [online]. 2013, roč. 62, s. 57-67 [cit. 2014-04-05]. DOI: 10.1016/j.soilbio.2013.03.004.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0038071713000886>

[78] GRASSET, Laurent, Julien BREVET, Thorsten SCHÄFER, Francis CLARET, Eric C. GAUCHER, Achim ALBRECHT a André AMBLÈS. Sequential extraction and spectroscopic characterisation of organic matter from the Callovo-Oxfordian formation. *Organic Geochemistry* [online]. 2010, roč. 41, č. 3, s. 221-233 [cit. 2014-04-05]. DOI: 10.1016/j.orggeochem.2009.12.003.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S014663800900268X>

[79] GHANI, A, M DEXTER a K.W PERROTT. Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. *Soil Biology and Biochemistry* [online]. 2003, roč. 35, č. 9, s. 1231-1243 [cit. 2014-04-17]. DOI: 10.1016/S0038-0717(03)00186-X.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S003807170300186X>

- [80] CHAN, K. Y., A. BOWMAN a A. OATES. Oxidizable Organic Carbon Fractions and Soil Quality Changes in An Oxic Paleustalf Under Different Pasture Leys. *Soil Science* [online]. 2001, roč. 166, č. 1, s. 61-67 [cit. 2014-04-14]. DOI: 10.1097/00010694-200101000-00009. Dostupné z: <http://content.wkhealth.com/linkback/openurl?sid=WKPTLP:landingpage>
- [81] STROSSER, Eduard. Methods for determination of labile soil organic matter: An overview. *Journal of Agrobiology* [online]. 2010-01-1, roč. 27, č. 2, s. - [cit. 2014-04-14]. DOI: 10.2478/s10146-009-0008-x. Dostupné z: <http://www.degruyter.com/view/j/agro.2010.27.issue-2/s10146-009-0008-x/s10146-009-0008-x.xml>
- [82] MIKANOVÁ, Olga, Tomáš ŠIMON a Dana CERHANOVÁ. Hodnocení kvality půdy biologickými metodami: Metodika pro praxi. Výzkumný ústav rostlinné výroby Praha, 2010. ISBN: 9788074270444 Dostupné z: <http://www.vurv.cz/files/Publications/ISBN978-80-7427-044-4.pdf>
- [83] KOLÁŘ, Ladislav, Rostislav LEDVINA, Stanislav KUŽEL, František KLIMEŠ a Pavel ŠTINDL. Soil Organic Matter and its Stability in Aerobic and Anaerobic Conditions. *Soil and Water Research* [online]. 2006, vol. 2, č. 1, s. 57-64 [cit. 2014-04-16]. Dostupné z: http://www.cazv.cz/userfiles/file/swr%202_57-64.pdf
- [84] KLOUDA, Pavel. Moderní analytické metody. 2., upr. a dopl. vyd. Ostrava: Pavel Klouda, 2003, 132 s. ISBN 80-863-6907-2.
- [85] ALEXIS, M.A., D.P. RASSE, H. KNICKER, C. ANQUETIL a C. RUMPEL. Evolution of soil organic matter after prescribed fire: A 20-year chronosequence. *Geoderma* [online]. 2012, 189-190, s. 98-107 [cit. 2014-04-22]. DOI: 10.1016/j.geoderma.2012.05.003. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0016706112001942>
- [86] COURTIER-MURIAS, Denis, André J. SIMPSON, Claudio MARZADORI, Guido BALDONI, Claudio CIAVATTA, José M. FERNÁNDEZ, Esther G. LÓPEZ-DE-SÁ a César PLAZA. Unraveling the long-term stabilization mechanisms of organic materials in soils by physical fractionation and NMR spectroscopy. *Agriculture, Ecosystems* [online]. 2013, roč. 171, s. 9-18 [cit. 2014-04-22]. DOI: 10.1016/j.agee.2013.03.010. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167880913000856>
- [87] BASTIDA, F., A. ZSOLNAY, T. HERNÁNDEZ a C. GARCÍA. Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. *Geoderma* [online]. 2008, roč. 147, 3-4, s. 159-171 [cit. 2014-04-23]. DOI: 10.1016/j.geoderma.2008.08.007. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0016706108002310>
- [88] ELLERBROCK, R.H. a M. KAISER. Stability and composition of different soluble soil organic matter fractions—evidence from $\delta^{13}\text{C}$ and FTIR signatures. *Geoderma* [online]. 2005, roč. 128, 1-2, s. 28-37 [cit. 2014-04-23]. DOI: 10.1016/j.geoderma.2004.12.025. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0016706104003234>
- [89] PISANI, Oliva, Katherine M. HILLS, Denis COURTIER-MURIAS, André J. SIMPSON, Nathan J. MELLOR, Eldor A. PAUL, Sherri J. MORRIS a Myrna J. SIMPSON. Molecular level analysis of long term vegetative shifts and relationships to soil organic matter composition. *Organic Geochemistry* [online]. 2013, roč. 62, s. 7-16 [cit. 2014-04-24]. DOI: 10.1016/j.orggeochem.2013.06.010.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0146638013001393>

[90] MAMBELLI, Stefania, Jeffrey A. BIRD, Gerd GLEIXNER, Todd E. DAWSON a Margaret S. TORN. Relative contribution of foliar and fine root pine litter to the molecular composition of soil organic matter after in situ degradation. *Organic Geochemistry* [online]. 2011, roč. 42, č. 9, s. - [cit. 2014-04-24]. DOI: 10.1016/j.orggeochem.2011.06.008.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0146638011001653>

[91] LEINWEBER, Peter, Gerald JANDL, Christel BAUM, Kai-Uwe ECKHARDT a Ellen KANDELER. Stability and composition of soil organic matter control respiration and soil enzyme activities. *Soil Biology and Biochemistry* [online]. 2008, roč. 40, č. 6, s. 1496-1505 [cit. 2014-04-24]. DOI: 10.1016/j.soilbio.2008.01.003.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0038071708000151>

7. SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ

BC	black carbon, černý uhlík
BSK	biochemická spotřeba kyslíku
CGC	Capillary Gas Chromatography, kapilární plynová chromatografie
CP	Cross Polarization, křížová polarizace
DOM	dissolved organic matter, rozpuštěná organická hmota
DTA	Differential Thermal Analysis, diferenční termická analýza
FIMS	Field Ionization Mass Spectrometry, hmotnostní spektrometrie s ionizací polem
FTIR	Fourier Transformation Infrared Spectroscopy, infračervená spektrometrie s Fourierovou transformací
GC	Gas Chromatography, plynová chromatografie
GPC	Gel Permeation Chromatography, gelová chromatografie
HGMS	High Gradient Magnetic Separator, vysokogradientová magnetická separace
HPA	Higher Plant Alkane, vyšší rostlinné alkany
HWC	hot-water extractable carbon, uhlík extrahovaný horkou vodou
IOM	inert organic matter, inertní organická hmota
IR	Infrared spectroscopy, infračervená spektrometrie
LOI	Loss-on-Ignition method, metoda přímého žhání
MBC	microbial biomass carbon, uhlík obsažený v buňkách mikroorganismů v biomase
MS	Mass spektrometry, hmotnostní spektrometrie
NMR	Nuclear Magnetic Resonance, nukleární magnetická rezonance (klasická NMR označována jako CW-NMR, Continuous Wave NMR)
POM	particulate organic matter partikulární organické hmoty
Py	Pyrolysis, pyrolýza
PyOM	pyrogenic organic matter, pyroxenická organická hmota
RPE	rhizospheric priming effect, rhizosférický priming efekt
SOC	soil organic carbon, půdní organický uhlík
SOM	soil organic matter, půdní organická hmota
TG	Thermogravimetry, termogravimetrie
UV	ultraviolet, ultrafialové záření
UV-Vis	Ultraviolet-visible spectroscopy, ultrafialová a viditelná spektrometrie
WSC	water soluble carbon, ve vodě rozpustný uhlík
XPS	X-ray photoelectron spectroscopy, rentgenová fotoelektronová spektroskopie